



Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

## **Contribuição para o estudo do fenómeno do “bulking”**

**Luís Tavares**

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente,  
Perfil Engenharia Sanitária

Orientador: Professora Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral

**Lisboa 2009**



Dedico este trabalho aos meus Avós, eles que tanto orgulho têm em mim, e que sempre quiseram não só a mim, mas também ao meu irmão, ver-nos formados e com os estudos finalizados. Graças a Deus consegui realizar-lhes esse desejo. Em todas as alturas suportaram as suas próprias dificuldades, mas também as dos filhos e netos, não deixando de nos apoiar no que fosse preciso, como por exemplo todo o processo académico. Mesmo não estando muito presente devido à distância e a realização desta tese, espero agora poder retribuir toda a ajuda e presença que tanto merecem.

AOS MEUS PAIS,

AO MEU IRMÃO,

À RITA,

AO HUGO,

A TODOS OS MEUS.





## **Agradecimentos**

À Professora Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral pela competência e paciência com que orientou esta minha tese e o tempo que generosamente lhe dedicou. Pela confiança, serenidade e ensinamentos transmitidos, um muito obrigado!

Uma palavra de apreço aos Eng.º Vítor Neves e Verónica Carmo da Águas do Oeste, S.A. pela contribuição para a parte prática e inquérito desenvolvidos, e ainda pela sua disponibilidade para quaisquer eventuais dúvidas, durante e após a visita à ETAR de Torres Vedras.



## Sumário

O tratamento de águas residuais é indispensável para a garantia da sustentabilidade do meio ambiente. O sistema de tratamento de águas encontra-se continuamente em actualização, de forma a melhorar a qualidade dos efluentes, aumentando a eficácia de tratamento.

Um dos sistemas usualmente aplicados é o de lamas activadas, garantindo uma eficiência de remoção bastante elevada; no entanto, esta pode ser comprometida na presença de alguns factores condicionantes para o tratamento microbiológico. A baixa concentração de oxigénio dissolvido, ou a elevada carga orgânica afluente, são alguns dos factores que podem originar problemas numa estação de tratamento de águas residuais (ETAR).

Um dos problemas recorrentes em estações de tratamento com processos por lamas activadas, é o aparecimento de *bulking*. Este, deve-se à criação de condições de propagação em excesso de bactérias filamentosas. Na presença destas, a sedimentação dos flocos formados nos tanques de arejamento, torna-se mais difícil, e consequentemente dá-se a passagem de sólidos para o decantador e posteriormente no efluente de descarga, o que leva à violação dos limites de descarga.

Na presente tese, foi efectuado um estudo das causas e consequências do bulking, assim como a sua presença em Portugal, com um caso de estudo na estação de Torres Vedras.

## **Abstract**

The wastewater treatment is essential to ensuring the sustainability of the environment. The system of water treatment is constantly being updated in order to improve the quality of effluent, increasing the effectiveness of treatment.

One of the systems that it's usually applied is activated sludge, this system provides a removal efficiency quite high, however, this may be compromised in the presence of some factors conditioning microbiological treatment. Low levels of dissolved oxygen, or high organic load affluent, are among the factors that can cause problems in wastewater treatment plants (WWTP).

A recurring problem in activated sludge plants is the appearance of bulking. This is due to the creation of conditions for the spread of filamentous bacteria in excess. In the presence of these, the sedimentation of flocs formed in the aeration tanks, it becomes more difficult, and thereby gave up the passage of solids to the clarifier and then on the effluent discharge, which leads to violation of discharge limits.

In this thesis, a study was made of the causes and consequences of bulking, as well as its presence in Portugal, with a case study in a WWTP at Torres Vedras.

## Simbologia

Ca	Cálcio
CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
CQO	Carência Química de Oxigénio
COT	Carbono Orgânico Total
DSVI	Índice de Volume de Lamas Diluído
Fe	Ferro
F/M	Carga mássica
g	Grama
h	Hora
IF	Índice de Filamentos
IL	Idade de Lamas
Kg	Quilograma
L	Litro
$\mu\text{m}$	Micrómetro
m	Metro
$\text{m}^2$	Metro quadrado
$\text{m}^3$	Metro cúbico
mg	Miligrama
mL	Mililitro
MLSS	Sólidos Suspensos no Licor Misto
MLVSS	Sólidos Suspensos Voláteis no Licor Misto
N	Azoto
Na	Sódio
OD	Oxigénio Dissolvido
P	Fósforo
PHB	Poli- $\beta$ -hidroxibutírico
SBR	<i>Sequential Batch Reactors</i>
SI	Índice de Escumas
SVI	Índice de Volume de Lamas
SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TRH	Tempo de Retenção Hidráulico
Ton	Tonelada
UV	Ultra Violeta
ZSV	Velocidade da Zona de Sedimentação



## Índice

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUAS RESIDUAIS.....</b>	<b>5</b>
2.1 TIPOS DE TRATAMENTO .....	5
2.2 RESPIRAÇÃO .....	9
2.3 BIODEGRADAÇÃO .....	10
2.4 OXIDAÇÃO BIOLÓGICA – MICROBIOLOGIA .....	11
2.5 NITRIFICAÇÃO .....	13
2.6 DESNITRIFICAÇÃO.....	14
2.7 REMOÇÃO DE NUTRIENTES POR VIA BIOLÓGICA .....	14
2.8 REMOÇÃO DE AZOTO .....	16
2.9 REMOÇÃO DE FÓSFORO .....	19
2.10 MONITORIZAÇÃO E METODOLOGIA DE TESTES .....	21
2.10.1 Compostos azotados e fósforo .....	21
2.10.2 Oxigénio dissolvido .....	21
2.10.3 Carência Biológica de Oxigénio .....	22
2.10.4 Carência Química de Oxigénio .....	23
2.10.5 Carbono Orgânico Total .....	24
<b>3. LAMAS ACTIVADAS .....</b>	<b>25</b>
3.1 HISTÓRIA .....	25
3.2 PROCESSO.....	26
3.3 “BUGS ARE LIKE US” .....	29
3.4 TIPOS DE CONFIGURAÇÃO.....	30
3.5 AREJAMENTO .....	32
3.6 PARÂMETROS OPERACIONAIS .....	33
3.6.1 Sólidos Suspensos no licor misto (MLSS) .....	33
3.6.2 Sólidos Suspensos Voláteis no Licor Misto (MLVSS) .....	33
3.6.3 Carga volúmica.....	33
3.6.4 Taxa de Recirculação.....	34
3.6.5 Idade de Lamas .....	34
3.6.6 Razão substrato /microrganismos .....	36
3.6.7 Índice de volume de Lamas (SVI) .....	38
3.7 DESENVOLVIMENTO DAS LAMAS .....	38
3.7.1 Transferência .....	38
3.7.2 Conversão .....	39
3.7.3 Floculação.....	39
3.8 MICROBIOLOGIA DO PROCESSO.....	40

3.8.1 Bactérias .....	40
3.8.2 Protozoários .....	42
3.8.3 Rotíferos .....	44
3.9 QUANTIFICAÇÃO DE MICRORGANISMOS .....	44
3.10 PROBLEMAS .....	45
3.11 REMOÇÃO DE CBO .....	46
3.11.1 Carga Orgânica .....	46
3.11.2 Substâncias tóxicas ou inibidoras.....	46
3.11.3 Baixa temperatura .....	47
3.11.4 Variações de pH .....	47
3.11.5 Baixo MLVSS.....	47
3.12 SEDIMENTAÇÃO DE SÓLIDOS .....	48
3.12.1 Crescimento disperso .....	48
3.12.2Flocos Pin-point .....	49
3.12.3 Bulking Zoogloeal .....	50
3.12.4 Lama ascendente.....	50
3.12.5 Bulking filamentoso e Escumas.....	51
3.13 REMEDIAÇÃO .....	54
<b>4. BULKING.....</b>	<b>57</b>
4.1 TIPOS .....	57
4.2 CAUSAS.....	65
4.2.1 Composição da água residual .....	66
4.2.2 Concentração do substrato.....	66
4.2.3 Carga volúmica e Idade de lamas .....	67
4.2.4 pH .....	68
4.2.5 Temperatura .....	68
4.2.6 Nível de Oxigénio dissolvido .....	68
4.2.7 Défice de nutrientes .....	69
4.3 FILAMENTOSOS COMO DIAGNÓSTICO DO BULKING.....	70
4.4 ISOLAMENTO E IDENTIFICAÇÃO DE FILAMENTOSOS .....	72
4.5 MICROBIOLOGIA .....	82
4.5.1 Sphaerotilus natans e Tipo 1701 .....	84
4.5.2 Tipo 021N, Thiobacillus sp. e Beggiatoa .....	85
4.5.3 Microthrix parvicella e tipo 0092 .....	87
4.5.4 Tipos 0041 e 0675 .....	89
4.5.5 Outros microrganismos.....	90
4.6 CONTROLO / REMEDIAÇÃO .....	92
4.6.1 Métodos não específicos de controlo do bulking .....	95



4.6.1.1 Recirculação de lamas e pontos de alimentação .....	95
4.6.1.2 Controlo Biológico .....	95
4.6.1.3 Adição de químicos e sólidos inertes.....	96
4.6.1.4 Adição de desinfetantes de remoção específica de organismos filamentosos.....	98
4.6.2 Métodos específicos de controlo de bulking .....	105
4.6.2.1 Défice de nutrientes .....	105
4.6.2.2 OD insuficiente .....	106
4.6.2.3 Efeitos pela configuração do processo de arejamento .....	107
<b>5. BULKING EM PORTUGAL .....</b>	<b>113</b>
<b>6. CASO DE ESTUDO .....</b>	<b>117</b>
6.1 ETAR DE TORRES VEDRAS .....	117
6.1.1 Fase Líquida - Obra de entrada / Pré-tratamento .....	117
6.1.2 Fase Líquida - Tratamento biológico / Desinfecção .....	119
6.1.3 Fase Sólida - Tratamento de lama .....	120
6.2 INQUÉRITO .....	122
6.3 DISCUSSÃO .....	123
6.3.1 Deficiência em Oxigénio dissolvido .....	123
6.3.2 SVI elevado .....	124
6.3.3 Sistema da ETAR .....	124
6.3.4 Observações microscópicas .....	125
<b>7. CONCLUSÃO .....</b>	<b>131</b>
<b>8. BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>133</b>



## Índice de Figuras

Figura 1.1. Estação típica de tratamento de água .....	3
Figura 2.1. Processo biodegradativo.....	11
Figura 2.2. Evolução do teor em azoto amoniacal, nitratos, nitritos e fósforo orgânico total ao longo de um ensaio de biodegradabilidade.....	16
Figura 2.3. Estados de oxidação do azoto durante a nitrificação e desnitrificação ..	17
Figura 2.4. Transformações do azoto em tratamento biológico .....	18
Figura 2.5. Diagrama comparativo de CBO solúvel e fosfatos .....	20
Figura 2.6. Relação entre o consumo de oxigénio, crescimento de bactérias e a remoção de carbono orgânico.....	23
Figura 3.1. Reacções simultâneas num sistema biológico .....	28
Figura 3.2. Reciclagem de alimentos e oxigénio.....	29
Figura 3.3. Sistema de funcionamento em SBR .....	30
Figura 3.4. Mistura completa.....	31
Figura 3.5. Sistema em Fluxo-pistão .....	31
Figura 3.6. Re-arejamento.....	32
Figura 3.7. Transferência de matéria orgânica meio/microrganismo .....	39
Figura 3.8. Formação do floco .....	40
Figura 3.9. Micrografia de fase de contraste de flagelados e amibas comuns em lamas activadas: A) <i>Monas</i> sp., B) <i>Bodo</i> sp., C) <i>Polychaos</i> sp. e D) <i>Arcella</i> sp.....	42
Figura 3.10. Micrografia de fase de contraste de ciliados livres e fixos: A) <i>Aspidisca</i> sp., B) <i>Paramecium</i> sp., C) <i>Tokophyra</i> sp. e D) <i>Podophyra</i> sp. ....	43
Figura 3.11. Micrografia de fase de contraste de ciliados fixos: A) <i>Opercularia</i> sp., B) <i>Vaginicola</i> sp., C) <i>Vorticella</i> sp. e D) <i>Epistylis</i> sp. ....	43
Figura 3.12. Micrografia de fase de contraste de rotíferos .....	44
Figura 3.13. Micrografia de fase de contraste de flocos "pin point" .....	49
Figura 3.14. Colónia de Zoogloea.....	50
Figura 3.15. Tanque de arejamento completamente coberto por escumas.....	51
Figura 3.16. <i>Nocardia</i> : (a) escumas num tanque de arejamento e (b) observação microscópica com coloração de Gram .....	52
Figura 4.1. Contraste entre floco normal e filamentosos: (A) floco normal, (B) ligações entre flocos por filamentos e (C) extensões de filamentos de um floco.....	58
Figura 4.2. Exemplos de pontes entre flocos por filamentos .....	58
Figura 4.3. Flocos: (A) floco compacto, (B) floco aberto .....	59
Figura 4.4. Relação entre o comprimento de filamentos e o nível de SVI .....	62

Figura 4.5. Índice de filamentos segundo Eikelboom: (A) I.F. =1, (B) I.F.=2, (C) I.F.=3, (D) I.F.=4, (E) I.F.=5 .....	64
Figura 4.6. Relação de determinados organismos filamentosos com a I.L. e F/M em lamas activadas .....	68
Figura 4.7. Exemplo de um modelo para observações (Olympus BX41) .....	73
Figura 4.8. Coloração de Gram: (A) positiva, (B) negativa .....	74
Figura 4.9. Coloração de Neisser: (A) negativo, (B) positivo.....	74
Figura 4.10. Chave dicotómica para a identificação de organismos filamentosos em lamas activadas .....	76
Figura 4.11. Micrografia em fase de contraste de filamentosos: A) e B) ramificações verdadeiras (fungos e nocardio), C) ramificação falsa ( <i>Sphaerotilus natans</i> ).....	78
Figura 4.12. Exemplos de A) filamentos direitos, B) filamentos torcidos.....	78
Figura 4.13. Micrografia representando a localização dos microrganismos filamentosos A) dispersos (livres), B) extensões a partir do floco e C) dentro do floco .....	79
Figura 4.14. Crescimento agregado: A) excessivo, B) casual .....	79
Figura 4.15. Micrografia evidenciando o revestimento: A) existente em <i>Sphaerotilus natans</i> e B) células vazias do tipo 021N .....	79
Figura 4.16. Exemplos da forma das células dos microrganismos filamentosos: A) quadrada, B) rectangular, C) oval e D) discoidal .....	80
Figura 4.17. <i>Thiothrix</i> sp. e tipo 021N em lamas activadas são notórias com a introdução de determinados oligonucleotidos. A) Micrografia em contraste de fase e B) Micrografia epifluorescente (células de <i>Thiothrix</i> a verde e tipo 021 N a vermelho .....	81
Figura 4.18. Micrografia de fase de contraste de: A) <i>S. natans</i> e B) tipo 1701 .....	84
Figura 4.19. Micrografia de fase de contraste de: A) tipo 021N, B) tipo 021N com grânulos de enxofre, C) <i>Beggiatoa</i> sp. e D) <i>Beggiatoa</i> sp. com grânulos de enxofre .....	85
Figura 4.20. Micrografia de fase de contraste destaca grânulos de enxofre em: A) <i>Thiothrix</i> sp., B) <i>Beggiatoa</i> sp., C) tipo 021N e D) tipo 0914 .....	86
Figura 4.21. Micrografia de fase de contraste de: A) <i>M. parvicella</i> , B) Nocardio C) tipo 1863 e D) tipo 0211 .....	88
Figura 4.22. Micrografia de fase de contraste de: A) tipo 0041 e B) tipo 0675 .....	89
Figura 4.23. Micrografia de fase de contraste de: A) <i>Nostocoida limicola</i> I e B) <i>N. Limicola</i> III .....	90
Figura 4.24. Tipo 1851 .....	91
Figura 4.25. A) <i>Flexibacter</i> , B) tipo 021N e C) <i>H. Hydrossis</i> .....	91

Figura 4.26. Configuração de decantadores: A – em paralelo; B – em série .....	94
Figura 4.27. Controlo de bactérias filamentosas por predadores protozoários .....	96
Figura 4.28. Efeitos de um polímero catiónico no SVI de uma lama em bulking ....	97
Figura 4.29. Controlo do bulking via cloragem. Pontos de dosagem .....	99
Figura 4.30. Micrografias mostrando as sucessivas dosagens de cloro em Thiothrix: (a) organismo saudável, (b) perda de grânulos de enxofre, (c) 50% de dano, (d) 90% de dano e (e) sobredosagem de cloro .....	100
Figura 4.31. Micrografia de coloração da viabilidade das lamas após o tratamento.....	102
Figura 4.32. Micrografia das lamas após 24h sobre o tratamento.....	103
Figura 4.33. Consumo de CQO solúvel. Selector aeróbio vs mistura .....	108
Figura 4.34. Curva de crescimento típico para formas filamentosas e não- filamentosas.....	109
Figura 4.35. Impacte da distribuição de OD num reactor anóxico em Colorado Springs.....	109
Figura 4.36. Impacte da utilização de um selector anóxico na estação de Lincoln .....	111
Figura 5.1. Doseamento de cloro por aspersão superficial .....	114
Figura 5.2. Principais etapas do programa FlocMorph .....	115
Figura 6.1. Obra de entrada da ETAR de Torres Vedras, com canal Parshall .....	118
Figura 6.2. Dois tamisadores ao fundo na imagem, retiram os sólidos de maiores dimensões antes de darem entrada nos tanques de remoção de areias e gorduras .....	118
Figura 6.3. Lagoa de equalização.....	119
Figura 6.4. Funcionamento do SBR1 .....	119
Figura 6.5. Canal de desinfecção por UV, seguido por medição de caudal em canal Parshall.....	120
Figura 6.6. Tambores de espessamento mecânico.....	120
Figura 6.7. Centrifugas de desidratação de lamas .....	121
Figura 6.8. Sistema de doseamento de cal a verde é feito para o depósito onde é misturado com as lamas descarregadas por cima .....	121
Figura 6.9. SBR2 encontra-se na fase de esvaziamento e repleto por escumas...	123
Figura 6.10. Canal de raspagem de gorduras, no desarenador/desengordurador	125
Figura 6.11. Recolha de amostra do SBR1 .....	126
Figura 6.12. Observações em contraste de fase: A) Ciliado de fundo - <i>Aspirisca</i> , B) Ciliado sésil - <i>Vorticella</i> , C) Amiba - <i>Arcella</i> e D) Rotífero.....	126
Figura 6.13. Micrografia de fase de contraste de <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> ...	127

Figura 6.14. Observações em contraste de fase: A) Bactéria ramificadas –	
<i>Nocardia</i> B) <i>Zoogloea</i> .....	128

## Índice de Tabelas

Tabela 1.1. Vantagens e desvantagens do tratamento e não tratamento, respectivamente, de diferentes afluentes de águas residuais .....	2
Tabela 2.1. Necessidades específicas para ocorrer a oxidação biológica .....	12
Tabela 2.2. Quadro resumo da remoção de azoto via biológica .....	18
Tabela 2.3. Quadro resumo da remoção de fósforo via biológica .....	20
Tabela 2.4. CBO, CQO e rácio $CBO_5/CQO$ em diferentes afluentes residuais .....	23
Tabela 3.1. Parâmetros característicos de diferentes sistemas de lamas activadas .....	37
Tabela 3.2. Géneros representativos e suas funções .....	41
Tabela 3.3. Valores de SI e os problemas operacionais esperados.....	53
Tabela 3.4. Problemas em operação de lamas activadas e suas soluções .....	55
Tabela 4.1. Tipo de interferência causado por microrganismo.....	59
Tabela 4.2. Relação entre o SVI e ZSV .....	61
Tabela 4.3. Método Indicativo da Abundância de Filamentos .....	63
Tabela 4.4. Comparação de características fisiológicas entre organismos .....	65
Tabela 4.5. Factores condicionantes de bulking .....	70
Tabela 4.6. Microrganismos filamentosos indicadores da causa por trás do bulking .....	71
Tabela 4.7. Organismos usuais em estações com bulking nos Estados Unidos da América .....	75
Tabela 4.8. Características dos microrganismos filamentosos incluídos na chave dicotómica .....	77
Tabela 6.1. Inquérito dirigido ao responsável da ETAR de Torres Vedras.....	122
Tabela 6.2. Rácio <i>food/microorganisms</i> para as últimas análises feitas .....	122
Tabela 6.3. Valores de SST, SSV e SVI para os dois reactores em funcionamento .....	123
Tabela 6.4. Critérios para a qualidade de uma lama .....	127
Tabela 6.5. Registo de bactérias filamentosas por coloração .....	128





# 1. Introdução

Toda a comunidade produz resíduos líquidos e sólidos. As águas residuais representam essencialmente os desperdícios da população nas suas várias aplicações. A água residual pode ser definida como a água que resulta da água que sai de residências, estabelecimentos comerciais e industriais e de águas subterrâneas e provenientes da precipitação. Quando as águas residuais não tratadas se acumulam, a decomposição da matéria orgânica leva a condições degradantes do ponto de vista ambiental, com a produção de maus odores. Leva, ainda, à presença de microrganismos patogénicos. A água residual, normalmente, contém ainda nutrientes, os quais podem estimular o crescimento de plantas aquáticas, e pode conter compostos tóxicos ou compostos que potenciam o aparecimento de mutações ou carcinomas. Por estas razões o tratamento imediato de águas residuais é da máxima importância para proteger a saúde pública e o ambiente (METCALF & EDDY, 2003).

O avanço tecnológico gera movimentos contraditórios na medida em que apesar de a tecnologia para controlo e remediação da poluição ter aumentado, também a poluição aumentou devido a este mesmo crescimento tecnológico, criando novas estirpes bacteriológicas.

Até 1940, a maior parte das águas residuais municipais eram geradas somente por fontes domésticas. Após 1940, com o crescimento industrial nos Estados Unidos e um pouco por todo o mundo, um enorme caudal de água residual industrial foi descarregado para o sistema de tratamento municipal. As quantidades de metais pesados e compostos sintéticos gerados pelas actividades industriais aumentaram, e cerca de 10.000 novos compostos orgânicos foram descobertos em cada ano. Muitos destes compostos são agora encontrados nas águas residuais da maioria dos municípios e populações (METCALF & EDDY, 2003).

O tratamento de águas residuais é algo imprescindível nos dias que correm, de forma a garantir a sustentabilidade dos cursos de água. Assim o tratamento de águas residuais é necessário para manter as populações afastadas de condições inaceitáveis para o bem estar e para a saúde pública tais como:

- Riscos para a saúde pública
- Poluição de leitos de água onde são descarregados os efluentes (ao ponto de danificar a fauna e flora aquática), assim como prevenir o uso económico, social ou recreativo dessas mesmas massas de água pela sua contaminação ou desoxigenação.

- Poluição do ambiente envolvente através de odores ofensivos, ou contaminação de águas subterrâneas.

A Directiva para a Comunidade Europeia para Tratamento de Águas Residuais Urbanas (UWWT) obriga a que todos os estados membros cumpram a legislação em vigor, de forma a que as águas residuais produzidas por todas as populações sejam tratadas antes da sua descarga nas massas de água. O grau de tratamento conveniente depende em parte do tamanho da população e da tipologia do curso de água onde seja feita a descarga (MYERS, 1998) (Tabela 1.1).

Tabela 1.1. Benefícios do tratamento de diferentes afluentes de águas residuais (MYERS, 1998).

<b>Constituinte da água residual</b>	<b>Efeitos directos na massa de água</b>	<b>Benefícios do tratamento.</b>
Material sólido – papel, plásticos, vidro.	Material acumula-se em margens de rios ou dando a costa em praias. Pode constituir risco de contacto para a saúde pública.	Rios e praias, mantidos limpos, dão melhor aspecto e contribuem para um melhor ambiente, para trabalho ou lazer. Melhoria da economia com base no lazer e/ou turismo.
Matéria orgânica - restos de comida, matérias fecais e alguns resíduos industriais.	Oxigénio na água baixa drasticamente devido ao consumo por bactérias, perdas eventuais na fauna e flora aquática, produção de maus odores.	Vida aquática assegurada. Ambiente mais agradável salvaguardado, quer para viver, trabalhar ou para lazer. Melhoria da economia com base no lazer e/ou turismo.
Óleos e gorduras.	Mau aspecto à superfície da água, podendo formar perigosas escumas para a fauna. Camada impermeável a tona das massas de água, reduzindo as trocas de oxigénio com a atmosfera.	Melhor absorção de oxigénio pelas massas de água. Ambiente mais agradável salvaguardado, quer para viver, trabalhar ou lazer. Melhoria da economia com base no lazer e/ou turismo.
Nutrientes – Azoto, Fósforo.	Actuam como fertilizantes e estimulam crescimento de algas. Podem estimular <i>booms</i> de algas tóxicas, que se acumulam em bivalves, consumidos pelo Homem.	Melhoria da cultura de bivalves. Ambiente mais agradável salvaguardado, quer para viver, trabalhar ou lazer. Melhoria da economia com base no lazer e/ou turismo.

As operações de tratamento nas quais a aplicação de forças físicas se impõe são denominadas operações unitárias. Os processos de tratamento em que a remoção de contaminantes ocorre por reacções químicas ou biológicas designam-se por processos unitários. Actualmente as operações e processos unitários encontram-se agrupados de maneira a fornecer uma nomenclatura para os diversos níveis de tratamento conhecidos (primários, secundário e terciário) (METCALF & EDDY, 2003). Na Figura 1.1 pode-se observar um esquema comum de tratamento de águas residuais.

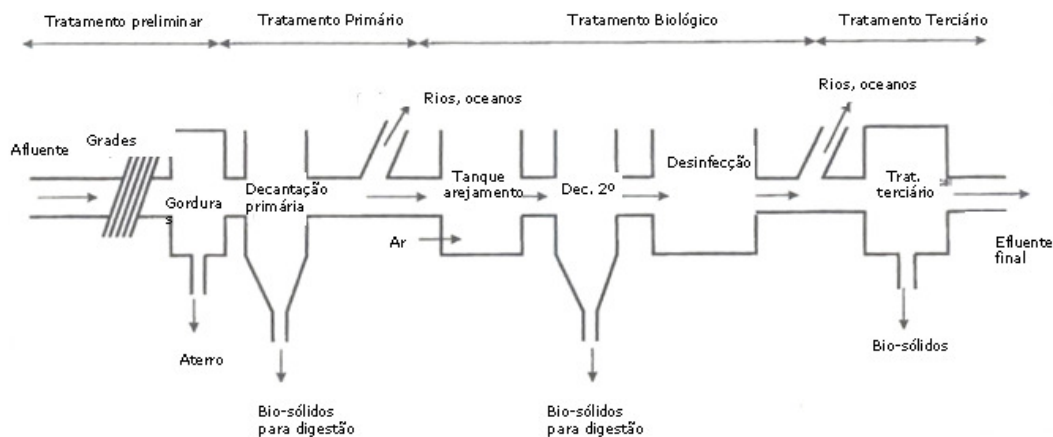


Figura 1.1. Estação típica de tratamento de água (BITTON, 1999).

O tratamento primário consiste na separação dos detritos de maior tamanho. De maneira geral, a água residual entra no sistema de tratamento, passando por um ou dois sistemas de gradagem, onde o afastamento das barras poderá variar, de forma a reter mais ou menos componentes. De seguida encontra-se um desarenador, que por meio da sedimentação, recolhe as areias que podem actuar de maneira abrasiva nas tubagens e materiais da estação. Por fim, esta etapa é complementada pela sedimentação de sólidos suspensos em um ou mais decantadores.

O tratamento secundário é o "coração" da estação de tratamento, pelo que é neste que se desenvolve toda a acção microbiana, fundamental para o tratamento das águas. Nesta etapa é efectuado um grande desbaste de matéria orgânica, sendo atingidos valores aceitáveis para a descarga numa massa de água.

O tratamento terciário é um processo complexo mas ainda não adoptado por todas as estações de tratamento devido aos seus custos dispendiosos. Este tratamento

consiste normalmente na filtração e na desinfecção por cloro ou outro reagente ou técnica (MINA, 1999).

Os principais compostos contaminantes das águas residuais são: compostos orgânicos biodegradáveis, compostos orgânicos voláteis, xenobióticos, metais pesados, sólidos suspensos, nutrientes (fósforo e azoto), e microrganismos patogénicos. Numa fase inicial, as funções requeridas a uma estação de tratamento baseavam-se na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. As metas que se procuram agora atingir focam outros objectivos mais específicos como a remoção de nutrientes (N e P), odores, compostos orgânicos voláteis, metais pesados e compostos tóxicos (BITTON, 1999). Assim, resumindo, a atenção no processo de tratamento de água recai nos seguintes objectivos:

1. Redução de compostos orgânicos (redução da CBO e CQO);
2. Remoção/redução de compostos orgânicos persistentes potencialmente tóxicos ou carcinogénicos;
3. Remoção/redução de metais tóxicos;
4. Remoção/redução de nutrientes (N e P), minimizando a poluição e eutrofização de massas de água;
5. Remoção ou inactivação de microrganismos patogénicos e parasitas.

## **2. Tratamento Biológico de Águas Residuais**

Este tipo de tratamento envolve uma mistura de populações de microrganismos, os quais convertem a matéria orgânica dissolvida em novo material celular. Esta mistura pode conter diferentes tipos de organismos para além das bactérias: fungos, protozoários, rotíferos e outras formas de vida. As bactérias funcionam como o contribuinte fulcral para todo o processo. A remoção biológica do material orgânico degradável envolve uma sequência de passos incluindo transferência de massa, adsorção, absorção e reacções enzimáticas bioquímicas. A compreensão do metabolismo microbiológico e crescimentos cinéticos é assim necessária de forma a obter uma estruturação racional do processo de tratamento biológico (SASTRY *et al.*, 1995).

Com as análises próprias e controlo ambiental devido, quase todas as águas constituídas por compostos biodegradáveis podem ser tratadas biologicamente. Os objectivos gerais de um tratamento biológico de água residual são:

- Oxidar compostos biodegradáveis, dissolvidos a produtos de maior interesse;
- Reter e incorporar as partículas coloidais suspensas, num floco biológico ou biofilme;
- Transformar ou remover nutrientes, como azoto e fósforo;
- Remover compostos orgânicos específicos.

Devido à densidade específica da biomassa (maior do que a da água), esta pode ser removida da água tratada após a sua sedimentação gravítica. Importa referir que, a menos que a biomassa produzida a partir da matéria orgânica seja retirada de forma sistemática, o total tratamento da água não é atingido, já que a própria biomassa se inclui na medição do CBO do efluente. Assim, sem a remoção desta biomassa o único tratamento realmente efectuado é o associado à oxidação, pelas bactérias de parte da matéria orgânica presente originalmente (METCALF & EDDY, 2003).

### **2.1 Tipos de tratamento**

Os microrganismos responsáveis pelo tratamento da água podem dividir-se em, estritamente aeróbios, anaeróbios ou facultativos. Os microrganismos aeróbios não

toleram a falta de oxigénio dissolvido ao invés dos estritamente anaeróbios que não suportam a sua presença. Os facultativos sobrevivem quer na presença ou ausência de OD. Dentro dos tratamentos biológicos destacam-se o processo por lamas activadas, lagoas de arejamento, valas de oxidação, biofiltros ou discos biológicos (SASTRY *et al.*, 1995).

De modo a remover grande parte da poluição orgânica contida nas águas, é necessária a oxidação desse material orgânico, através de um arejamento suplementar do líquido. No tratamento secundário, existem dois métodos principais: biomassa em suspensão, onde se inserem as lamas activadas, e biomassa fixa, exemplo deste os biofiltros.

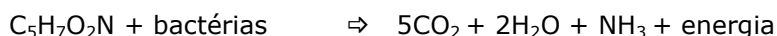
- No processo de biomassa fixa, os microrganismos, responsáveis pela conversão do material orgânico ou nutrientes, estão agregados a um meio material inerte. A matéria orgânica e nutrientes são removidos da água pelos microrganismos, fixando-se e colonizando o meio inerte, designado como biofilme. À medida que o biofilme vai crescendo, os microrganismos constantes na parte central do biofilme vão sofrendo condições de falta de oxigénio, levando à quebra das ligações que, por sua vez, promove a recolha do biofilme pela água para o fundo dos biofiltros. Este filtro biológico ou percolador representa uma cadeia nutricional para a biomassa viva existente, constando num processo bastante eficaz onde apenas é necessário manter o filtro alimentado e molhado. Este filtro, pode ser formado por pequenas pedras, areia, gravilha onde são criados os biofilmes. Recentemente foram desenvolvidos novos meios de filtração como o plástico, cuja área superficial é muito superior ao meio usual (rocha), tendo, no entanto, um acréscimo de custo. Os biofiltros são constantemente alimentados por efluente saído do tratamento primário, de forma a evitar a colmatção do filtro por passagem de material de maiores dimensões, que podem danificar o próprio filtro (METCALF & EDDY, 2003).
- No sistema de lamas activadas, a entrada de oxigénio adicional para as reacções microbiológicas, é fornecida por compressores, para o fundo do tanque, ou por misturadores e arejadores à superfície. Esta entrada adicional de oxigénio assegura que é mantida cerca de 20% de saturação em oxigénio de forma a suportar o metabolismo da biomassa, que utiliza o carbono e azoto existentes como fonte de alimento. Para afluentes muito carregados ou de indústrias, deverá ser injectado oxigénio puro, sendo os

custos deste, bastante avultados. Uma variação deste sistema consiste num arejamento prolongado e num sistema de retenção, designado como valas de oxidação. Este sistema apresenta vantagens se for requerido um efluente final com concentrações baixas de azoto total, incluindo no tratamento a passagem por várias zonas anóxicas onde ocorre desnitrificação.

É necessário relembrar que existem, pelo menos, dois factores de importância para o tratamento secundário, não havendo sobre eles qualquer controlo. Em primeiro lugar o clima, que tende a variar as taxas de reacções de bio-oxidação, e em segundo, a composição e características do efluente bruto, ou esgoto. Ambos os processos, lamas activadas e biofiltros, implicam uma mudança radical no líquido em termos de poluição e aparência. Os dois principais processos bioquímicos são a oxidação do carbono seguida de nitrificação, sendo as reacções iniciais as seguintes:



Seguindo:



O tratamento secundário é o único processo capaz de produzir, a partir de uma água residual orgânica, um efluente de qualidade comparável ao sistema receptor, com remoções efectivas de 50% a 90% de parâmetros chave como CBO, CQO, SS, COT e  $\text{NH}_3\text{N}$ . Muitas estações atingem percentagens de remoção de CBO acima de 90%, providenciando um balanço estável entre azoto e fósforo para a biomassa.

Uma das principais reacções existentes durante o tratamento da água residual é a oxidação da amónia a nitrato. A análise de ambos os compostos é rápida e relativamente simples, evidenciando o decorrer do processo. Normalmente, valores entre 20 e 30 mg/L  $\text{NH}_3\text{N}$  deverão ser convertidos a 2-3mg/L. Já níveis de nitrito de 0,05-1mg/L deverão ser os encontrados nos efluentes. Valores ligeiramente altos poderão surgir no Inverno ou no decorrer de uma descarga mais tóxica, interferindo na fragilidade das bactérias nitrificantes comparativamente com as bactérias oxidativas de carbono.

Ambos os sistemas, lamas activadas ou biofiltros, são capazes de atingir altas taxas de oxidação de amónia. Na presença de efluentes provenientes da agricultura é recorrente existirem concentrações acima de 150 mg/L  $\text{NH}_3\text{N}$ . Conforme o tipo de

tratamento é possível atingir-se concentrações no efluente final, inferiores a 5 mg/L (ARUNDEL, 1995).

A taxa de remoção de bactérias quer nos sistema de biofiltros, quer nos sistemas de lamas activadas é usualmente de 95%-99%, valores aceitáveis para uma descarga ao nível do oceano, e de maneira a cumprir a Directiva sobre água residual urbana (91/271/EEC) (ARUNDEL, 1995).

#### Reacção cinética do tratamento biológico

A taxa de remoção de CBO é expressa da seguinte forma:

$$-ds/dt=KS \quad (1)$$

Onde:

S – quantidade restante de CBO no rector depois do tempo t, mg/L ( $ML^{-3}$ );

t – tempo de contacto em dias (T);

K – taxa de remoção de CBO,  $T^{-1}$ .

Integrando a equação (1) dentro dos limites  $S=S_0$  quando  $t=0$  e  $S=S_1$  em  $t = t^3$

$$S_1/S_0 = e^{-KT} \quad (2)$$

Onde:

$S_0$  - Concentração inicial de CBO;

$S_1$  - Concentração final de CBO.

#### Reacção cinética do crescimento microbiológico

$$dx/dt = Y \cdot dF/dt - K_d X \quad (3)$$

Onde:

X – Concentração de microrganismos no rector, mg/L ( $ML^{-3}$ );

t – tempo de contacto no rector, dias (T);



$dx/dt$  – crescimento de microrganismos em unidade de tempo por unidade de volume ( $ML^{-3}T^{-1}$ ), mg/L/dia;

$dF/dt$  – taxa de utilização de substrato ( $ML^{-3}T^{-1}$ ), mg/L/dia;

$Y$  – coeficiente de eficiência de crescimento, mg/mg;

$K_d$  – coeficiente de perda diária de microrganismos ( $T^{-1}$ ).

A taxa de crescimento específico é expressa por

$$\mu = (dx/dt)/X \quad (4)$$

#### Taxa de utilização específica de substrato

Se  $s$  for a concentração, e na existência de um substrato solúvel num dado reactor, onde a remoção de substrato é feita exclusivamente por microrganismos, a taxa de redução da concentração de substrato pode facilmente ser aproximada à taxa de utilização do substrato.

$$ds/dt = dF/dt \quad (5)$$

A equação (5) pode ser modificada sob a forma

$$(dx/dt)/X = y (dF/dt)/X - K_d \quad (6)$$

A taxa de utilização do substrato é dada por  $(dF/dt)/X$

## **2.2 Respiração**

A respiração consiste num processo microbiológico no qual parte orgânica ou inorgânica do substrato, disponível, é oxidada por enzimas de forma a produzir energia (SASTRY *et al.*, 1995).

Os organismos utilizam, como fonte de carbono, compostos orgânicos e inorgânicos. Ao processo de utilização de compostos inorgânicos como fonte de carbono, designa-se autotrofismo, enquanto que ao processo de utilização de compostos orgânicos, trata-se de heterotrofismo

A respiração corresponde a um processo quimiotrófico pois, a fonte de energia é química, podendo ser uma substância orgânica ou inorgânica. Na respiração, os dadores de electrões (fontes de energia) são compostos orgânicos (como é o caso da glucose e ou etanol), iões inorgânicos (amónio, nitrito, sulfureto), ou podem ser elementos, como por exemplo o hidrogénio ou enxofre.

Na respiração aeróbia o receptor final de electrões é o oxigénio. Na respiração anaeróbia os receptores finais de electrões são diferentes do oxigénio: nitrato, sulfato, dióxido de carbono (FONSECA e LOPES, 1996).

### **2.3 Biodegradação**

A biodegradabilidade de compostos orgânicos resume-se como a base de todo um processo de tratamento da água residual.

A biodegradabilidade designa a eliminação de produtos orgânicos por processos biológicos. Desta ideia podemos retirar outros dois conceitos, o de biodegradabilidade intrínseca ou total, e a de biodegradabilidade aparente ou primária. A primeira representa a capacidade de uma molécula ser reduzida a um produto final dióxido de carbono, água e biomassa. A segunda, corresponde à transformação duma outra molécula, por agentes biológicos, a um produto que não o final.

Os conceitos de biodegradação e biodegradabilidade, apesar de similares, não devem ser confundidos. A biodegradação é o processo pelo qual o produto, totalmente biodegradável, é transformado por agentes biológicos. Um produto biodegradável pode não ser efectivamente biodegradado se as condições do meio não corresponderem ao esperado, como por exemplo, pH, temperatura, nutrientes ou toxinas (SANTOS, 1983). A Figura 2.1 demonstra em suma o processo biodegradativo.

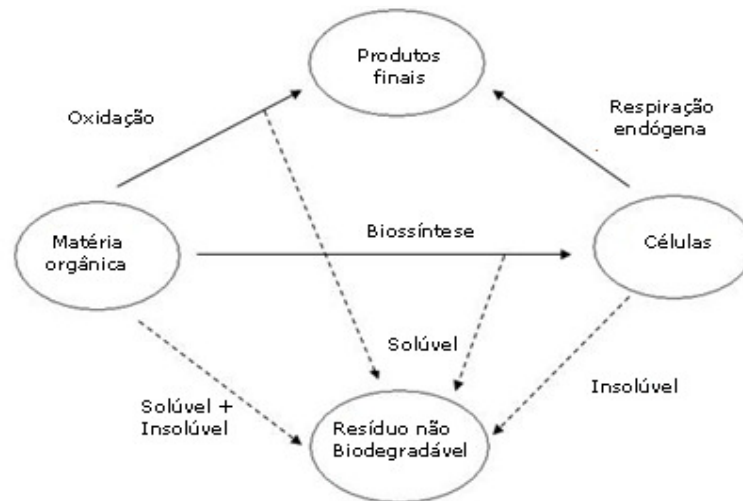
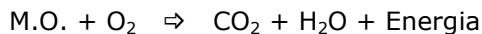


Figura 2.1. Processo biodegradativo (SANTOS, 1983).

A figura acima pode-se resumir pelas seguintes reacções:

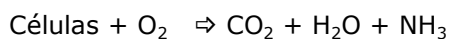
i) Oxidação da Matéria Orgânica:



ii) Biossíntese



iii) Respiração endógena



## 2.4 Oxidação Biológica - microbiologia

À excepção de pequenos casos, os microrganismos associados ao tratamento de água residual não persistem durante todo o processo, nem ao longo da cadeia de tratamento. Ao invés disso apenas colonizam os ambientes de maior atracção para os seus requisitos individuais.

Os nutrientes são elementos químicos necessários para a síntese de novas células (Tabela 2.1). Podem-se criar dois grupos: os macronutrientes, que se encontram com maior abundância na biomassa (C, O, H, N, P, S) e os micronutrientes, estes em pequenas fracções (Fe, Ca, Mg, K, Mo, Zn, Co). Na prática o termo nutriente é, por norma, apenas utilizado referindo-se a fósforo e azoto, os macronutrientes com

características mais limitantes (ECKENFELDER e GRAU, 1992). A acumulação de azoto e fósforo tem consequências bastante adversas já que 1Kg de azoto corresponde ao crescimento de 16Kg de biomassa, e 1Kg de fósforo a 111Kg de biomassa (MANO, 2007).

Tabela 2.1. Necessidades específicas para ocorrer a oxidação biológica (ECKENFELDER e GRAU, 1992).

g/g CBO	
N	$5 \times 10^{-2}$
P	$1 \times 10^{-2}$
Fe	$12 \times 10^{-3}$
Ca	$62 \times 10^{-4}$
K	$45 \times 10^{-4}$
Mg	$30 \times 10^{-4}$
Mo	$43 \times 10^{-5}$
Zn	$16 \times 10^{-5}$
Cu	$15 \times 10^{-5}$
Co	$13 \times 10^{-5}$
Na	$5 \times 10^{-5}$

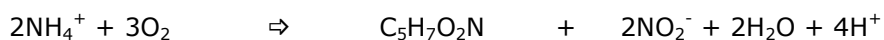
Ambos os tratamentos por biofiltros ou lamas activadas, representam uma cadeia alimentar, e a quantidade e tipo de organismos presente será diferente em cada um. Frequentemente presente nas lamas activadas pode-se encontrar *Zoogloea*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Nocardia*, *Mycobacterium*, *Bdellovibrio*, *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, *Beggiatoa*, *Thiothrix* e *Geotrichum*. Os biofiltros contêm também nematodes, larvas de insecto, microfungos e algas.

A actividade dos organismos pode ser estudada medindo o efeito das reacções de oxidação no processo como a oxidação carbonácea de diversos compostos, constituídos por carbono, hidrogénio e oxigénio. Os produtos finais teóricos são dióxido de carbono e água, embora a oxidação completa de todos os componentes não aconteça, sendo esta parte o restante existente no efluente, medida pela CBO ou CQO (ARUNDEL, 1995).

## 2.5 Nitrificação

Na nitrificação, o azoto orgânico ou proteínas, presentes no afluente, são hidrolisadas a amónia, a qual é oxidada a nitrato. Neste processo as bactérias são estritamente aeróbias e é necessária a contribuição de dois organismos, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, um processo enquadrado em duas fases:

Nitrosomonas:



(novas células)

Nitrobacter:



(novas células)

As bactérias nitrificantes levam a cabo respirações aeróbias. Como dador de electrões, *Nitrosomonas* utiliza a amónia que transforma em nitrito, enquanto a *Nitrobacter* o utiliza, transformando-o em nitrato. A amónia e nitrito são, ainda, fontes de poder redutor para o autotrofismo associado a cada um dos processos, respectivamente. Os rendimentos energéticos da nitrificação são, no entanto, muito baixos em termos de crescimento (FONSECA e LOPES, 1996). Em águas residuais de baixa alcalinidade ou de elevadas concentrações de amónia, pode ser necessária a adição de alcalinidade, de maneira, a manter o pH a nível óptimo para que se dê a nitrificação. Esta alcalinidade é relativamente importante, de forma a existir um equilíbrio com o ácido produzido pela nitrificação, evitando alterações que teriam um impacte negativo no processo. De qualquer forma, no processo de desnitrificação metade da alcalinidade é recuperada (SEDLAK, 1991).

Foi Winogradsky quem, em 1890, revelou a existência de organismos que obtêm energia pela oxidação da amónia e a sua utilização na fixação de dióxido de carbono. Constatando-se então que já há mais de cem anos que é conhecido o autotrofismo independente da fotossíntese (FONSECA e LOPES, 1996).

## 2.6 Desnitrificação

Na respiração anaeróbia, os electrões das cadeias de transporte, localizados em membranas, têm um receptor final diferente do oxigénio. Este processo ocorre na ausência de oxigénio, necessitando então de um dador de electrões orgânico ou inorgânico. O processo pode ser levado a cabo por uma variedade de organismos heterotróficos facultativos podendo estes utilizar o nitrato como aceitador final de electrões (SEDLAK, 1991). O processo pode-se dividir em duas partes designadas como redução dissimilativa e desnitrificação propriamente dita. Assim:

1. Redução dissimilativa, o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) é reduzido a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ );
2. Desnitrificação propriamente dita, o nitrito é reduzido a azoto molecular ( $\text{N}_2$ ), por uma via que inclui a passagem por NO e  $\text{N}_2\text{O}$ .

O consumo do carbono orgânico neste processo é similar ao processo aeróbio, a única diferença reside no estado final dos electrões transferidos. Assim, o termo mais correcto será desnitrificação anóxica em detrimento de desnitrificação anaeróbia. De qualquer forma, a desnitrificação, em determinados pH's ácidos pode dar-se na presença de oxigénio (SEDLAK, 1991).

Algumas bactérias como *Escherichia coli* e *Klebsiella aerogenes* só conduzem a parte da redução dissimilativa, sendo o nitrito seguidamente reduzido a amónia por uma enzima não ligada a membranas, a nitrito-redutase. Por outro lado, o caso do *Bacillus licheniformis* ou a *Pseudomonas aeruginosa*, que levam o processo integral da desnitrificação, possuindo as enzimas nitrato e nitrito-redutase.

A maioria das bactérias desnitrificantes conduzem este processo facultativamente, na ausência de oxigénio, embora possam fazê-lo na sua presença, em concentrações de oxigénio que dependem do organismo (FONSECA e LOPES, 1996).

Para a ocorrência propositada do processo, é necessária a existência de anoxia, através de baixo OD. Claro que para isso, *a priori*, é necessária a oxidação da amónia a nitrato (CORTINOVIS, 1984).

## 2.7 Remoção de nutrientes por via biológica

A remoção biológica de nutrientes é considerada um dos avanços mais importantes no tratamento biológico de águas residuais desde a invenção do processo de lamas

activadas (RANDALL, 1994). De acordo com o mesmo autor os benefícios que decorrem da sua implementação incluem:

- Redução ou eliminação da adição de reagentes químicos para a remoção de nutrientes (no caso do fósforo) e ajustamento da alcalinidade (fósforo e azoto);
- Aumento da sedimentabilidade do floco biológico, sendo também mais fácil o controlo dos microrganismos filamentosos;
- Taxa de nitrificação na zona aeróbia mais elevada;
- Redução dos custos de energia em consequência da diminuição das necessidades de oxigénio na zona aeróbia e da potência necessária para a sua transferência;
- Minimização da produção de lamas, relativamente aos processos que utilizam reagentes químicos (este último aspecto não se aplica a instalações que utilizem reactores por biomassa fixa do tipo biofiltros, pois, em linhas de tratamento por biofiltração, a remoção de fósforo através do recurso à precipitação química apresenta-se como a única alternativa elegível).

Num ensaio elaborado por SANTOS (1983), pode-se distinguir, na Figura 2.2, as transformações exercidas sobre o fósforo e azoto. Assim no primeiro dia de arejamento as formas azotadas sofrem uma redução significativa pois são utilizadas como fonte de azoto facilmente assimiláveis pelos microrganismos. O azoto amoniacal apresenta uma subida significativa em resultado dos processos de hidrólise e amonificação da matéria azotada presente no meio.

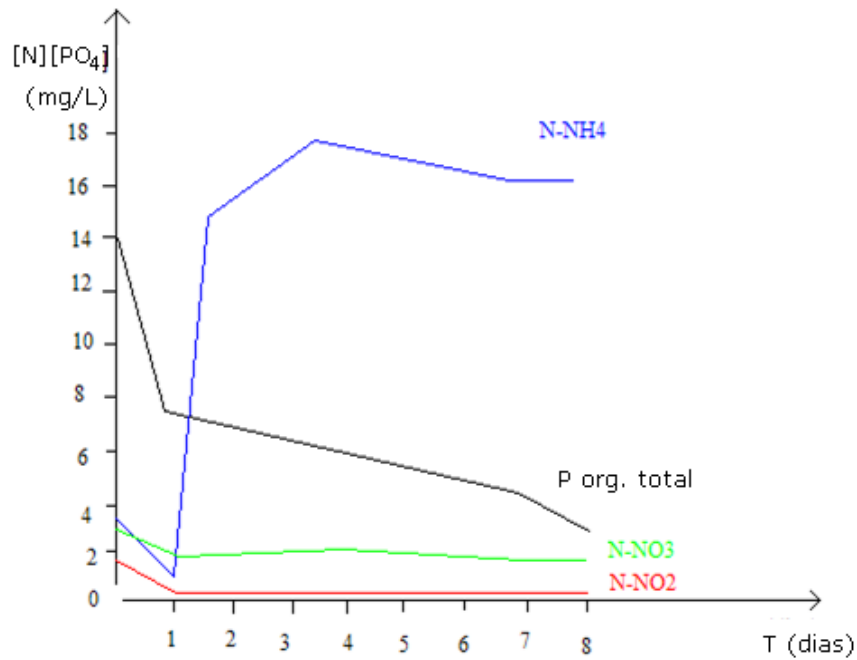


Figura 2.2. Evolução do teor em azoto amoniacal, nitratos, nitritos e fósforo orgânico total ao longo de um ensaio de biodegradabilidade (SANTOS, 1983).

## 2.8 Remoção de azoto

O azoto existe em diversas formas devido ao elevado número de formas oxidadas que pode assumir, como representado na Figura 2.3. No meio ambiente, as mudanças de uma forma oxidada para outra, podem ser efectuadas pelos microrganismos. Dependendo das circunstâncias locais, pode ser necessária a remoção de todas as formas azotadas ou apenas da amónia. Ambas as situações são preenchidas e atingidas de forma relativamente económica num sistema de tratamento biológico.



Estado de oxidação	Formas oxidadas
5	$\text{NO}_3^-$
4	
3	$\text{NO}_2^-$
2	$\text{NO}$
1	$\text{NOH}$
0	$(\text{N}_2\text{O})$
-1	$\text{NH}_2\text{OH}$
-2	
-3	$\text{NH}_4^+$

Figura 2.3. Estados de oxidação do azoto durante a nitrificação e desnitrificação (ECKENFELDER e GRAU, 1992).

A presença de azoto nas descargas dos efluentes pode ser bastante prejudicial: como elemento livre o amoníaco (amónia) é tóxico para os peixes e outros seres vivos aquáticos; como amónia é um potencial consumidor de oxigénio, diminuindo então o oxigénio dissolvido na água; na forma de ião nitrato é um potencial risco para a saúde pública quando consumido por crianças; e em geral, todas as suas formas funcionam como nutrientes e uma vez descarregados numa massa de água contribuem para a sua eutrofização.

As águas residuais predominantemente de origem doméstica, contêm azoto na forma orgânica e na forma de amónia. São estes os principais produtos do metabolismo humano. No afluente bruto, cerca de 60% do azoto é orgânico, encontrando-se os outros 40% em forma de amónia. As transformações do azoto que podem resultar de um tratamento biológico estão representadas na Figura 2.4. Os sistemas de tratamento podem ser desenhados e operados de maneira a influenciar a ocorrência de transformações de forma a obter um efluente final com a composição desejada (SEDLAK, 1991).

Uma importante distinção entre os diferentes sistemas de lamas activadas reflecte-se na característica do seu efluente. Na presença de amónia na água tratada, denomina-se como um sistema não nitrificante; se toda ou parte da amónia for oxidada dá-se o nome de sistemas nitrificantes. A obrigação de o efluente ser ou

não nitrificado remete-se para os padrões necessários para a sua utilização, imposto pela autoridade competente (MYERS, 1998).

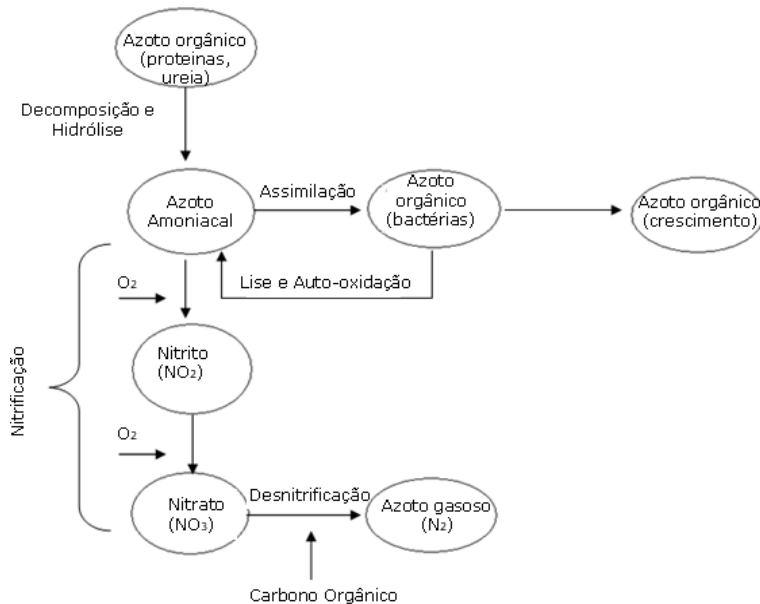


Figura 2.4. Transformações do azoto em tratamento biológico (SEDLAK, 1991).

Como se pode observar na Figura 2.4, o azoto orgânico presente na maioria das água residuais pode ser transformado em amónia, através da decomposição efectuada por bactérias a partir de matéria proteica ou da hidrólise da ureia. Deste modo em algumas estações de tratamento pode ocorrer o crescimento da população bacteriana. Como o azoto constitui cerca de 12% de massa seca, algum azoto amoniacal é assimilado na produção de novas células.

Conforme as condições expostas, o azoto amoniacal pode ser oxidado num processo a duas fases: formando primeiro nitratos sendo posteriormente transformado em azoto gasoso a partir dos nitratos, processos denominados nitrificação e desnitrificação, respectivamente, e que foram explicados anteriormente. Em forma de resumo do processo de remoção de azoto por via biológica, segue-se a Tabela 2.2.

Tabela 2.2. Quadro resumo da remoção de azoto por via biológica.

Condições	Vantagens	Desvantagens
Seq. Anóxico-Aeróbio	Reduz adição de alcalinidade	Custos
Recirculação de nitrato	Reduz as lamas	Operação do sist. mais complexa
pH alcalino		
OD (nitrificação)		

## 2.9 Remoção de fósforo

As explicações primordiais quanto ao mecanismo de remoção de fósforo referiam-se a uma zona anaeróbia capaz de criar uma situação de "stress", que resultaria na libertação do fósforo que seria, em seguida, capturado numa zona aeróbia. Conforme a informação foi descoberta novos conceitos e ideias foram integrados entre os quais a introdução de reacções bioquímicas fundamentais. Compreendendo todo o mecanismo de remoção é possível a optimização da eficiência do processo.

A remoção de fósforo poderá ser feita através de um sistema de biomassa em suspensão com precipitação química. Esta remoção biológica tem por base os seguintes factores chave:

1. As bactérias têm a capacidade de armazenar fósforo em excesso em forma de polifosfatos;
2. As mesmas bactérias são capazes de remover produtos simples da fermentação na zona anaeróbia, armazenando-os nas próprias células, processo que inclui a libertação do fósforo.
3. Na zona aeróbia, a energia é criada pela oxidação dos produtos armazenados, aumentando a capacidade de retenção de polifosfatos.

A zona anaeróbia permite o desenvolvimento e selecção de uma larga população de microrganismos armazenadores de fósforo no sistema, sendo posteriormente removidos deste através das lamas em excesso. Um importante benefício desta mesma população, é a prevenção da proliferação de organismos causadores de má sedimentação (*bulking*). Além disso, ao se optar por um sistema de remoção biológico de fósforo anaeróbio/aeróbio é possível obter-se bons níveis de SVI (SEDLAK, 1991).

Em suma, para potenciar a remoção biológica de fósforo os microrganismos devem ser sujeitos a uma zona anaeróbia seguida por aeróbia, seleccionando os que acumulam fósforo em maior quantidade. Na zona anaeróbia, os ácidos gordos voláteis são absorvidos e armazenados na forma de ácido poli- $\beta$ -hidroxibutírico (PHB): produzindo ortofosfatos (libertados pelas células), ficando em solução. Na zona aeróbia ocorre absorção de ortofosfatos, para que seja possível sintetizar ATP. Esta remoção de ortofosfatos é acompanhada pela oxidação dos PHB armazenados. Assim, a remoção de fósforo verifica-se quando as células ricas em fósforo são retiradas através da remoção das lamas em excesso (MANO, 2007).

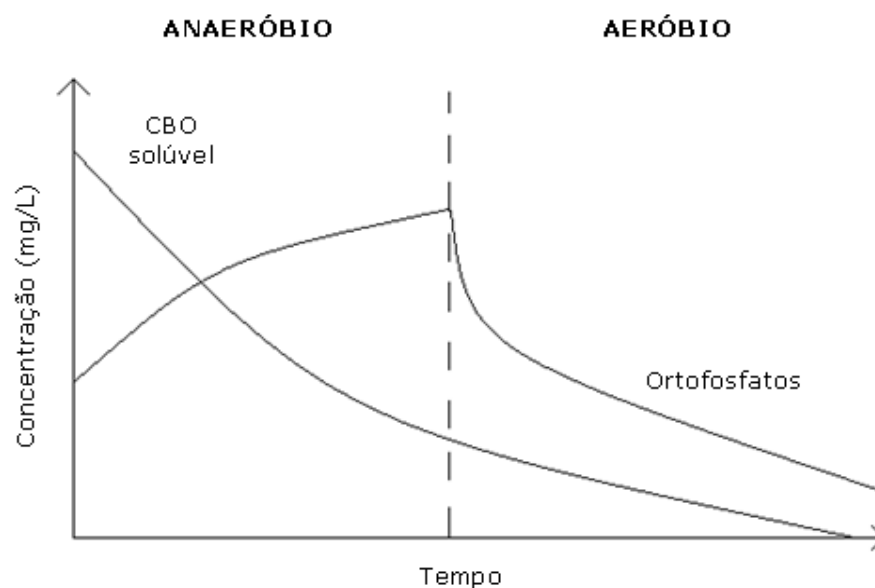


Figura 2.5. Diagrama comparativo de CBO solúvel e fosfatos (SED LAK, 1991).

A Figura 2.5 representa o desenvolvimento típico da CBO solúvel e dos ortofosfatos em zonas anaeróbicas e aeróbicas, num sistema de remoção de fósforo. A concentração de CBO solúvel decresce na zona anaeróbia, mesmo que não esteja presente um receptor de electrões aeróbio ou anóxico. Enquanto a CBO diminui, os ortofosfatos crescem, até entrar na zona aeróbia, onde sofrem uma quebra significativa de concentração (SED LAK, 1991). Na Tabela 2.3 pode-se observar de forma resumida as vantagens e desvantagens do processo de remoção de fósforo por via biológica.

Algumas espécies de microrganismos relacionadas com a remoção de fósforo são por exemplo a *Pseudomonas* e *Aeromonas*, responsáveis pelo armazenamento do fósforo e pela sua fermentação, respectivamente (SED LAK, 1991).

Tabela 2.3. Quadro resumo da remoção de fósforo via biológica.

Condições	Vantagens	Desvantagens
Seq. Anaeróbio-Aeróbio	Reduz reagentes	Custos (misturadores)
Substrato de ácidos gordos	Reduz adição de alcalinidade	Dimensionamento complexo
pH neutro	Melhor sedimentação	Trat. lamas mais complexo

## **2.10 Monitorização e metodologia de testes**

A caracterização de uma água residual, é composta por diversos parâmetros, estando uma lista dos mesmos no APHA (2005). De qualquer forma todos os parâmetros a serem medidos dependem do sistema e do tipo de estação. Assim para águas residuais podem-se destacar parâmetros como, temperatura, pH, CBO, CQO, COT, sólidos suspensos, azoto, fósforo e metais pesados. Para a monitorização de efluentes apresentam-se em seguida alguns dos parâmetros mais importantes (SASTRY *et al.*, 1995).

### **2.10.1 Compostos azotados e fósforo.**

De forma a controlar as conversões entre as diversas formas do azoto, devem ser avaliadas as seguintes formas:

- Azoto amoniacal;
- $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$ ;
- Azoto Kjeldahl total (azoto orgânico e amoniacal).

A determinação dos parâmetros anteriores pode ser obtida segundo o método colorimétrico.

Já o fósforo nas águas residuais é conhecido nas seguintes formas:

- Ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ );
- Polifosfatos;
- Fósforo orgânico.

O método base para sua determinação também será o colorimétrico, tendo em atenção, que os polifosfatos e organofosfatos necessitam de ser convertidos a ortofosfatos antes da determinação (SASTRY, *et al.*, 1995).

### **2.10.2 Oxigénio dissolvido**

As medições de OD (oxigénio dissolvido) devem ser feitas em amostras imediatamente a seguir da colheita. Esta medição poderá ser feita por um eléctrodo ou por via química. O primeiro caso é preferencialmente usado para técnicas *in situ*, oferecendo a possibilidade de uma monitorização contínua, embora sejam necessárias eventuais correcções, devido a variação de temperatura e salinidade. A

via química para a determinação do OD é feita pelo método iodométrico ou de Winkler, baseado nas capacidades oxidativas do OD.

### 2.10.3 Carência Biológica de Oxigênio

Os testes de CBO (Carência Biológica de Oxigênio) são usualmente aplicados para a determinação da quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente. A medição da CBO é normalmente feita ao fim de cinco dias de incubação a 20°C (CBO<sub>5</sub> (20°C)). O teste implica a incubação da amostra sob determinadas condições num dado tempo, sendo o OD medido inicialmente e após a incubação. A CBO é retirada pela diferença do OD inicial e final. O processo pode ser descrito pelas equações abaixo:

Compostos orgânicos  $\Rightarrow$  CO<sub>2</sub> + H<sub>2</sub>O + NH<sub>4</sub> + novas bactérias

(O<sub>2</sub> + *heterotróficos*)

Bactérias  $\Rightarrow$  protozoários + CO<sub>2</sub>

(O<sub>2</sub> + *protozoários*)

Na Figura 2.6 podemos comprovar as equações acima descritas. À medida que o substrato orgânico é consumido pelas bactérias, assiste-se ao crescimento destas, assim como ao aumento natural do consumo de oxigênio, utilizado para a oxidação do substrato. Com o crescimento das bactérias, os protozoários possuem agora mais fonte de alimento, pelo que o seu crescimento será previsto, pelo menos até ao momento em que o substrato já findou, e as bactérias começam a diminuir, pelo que, como consequência, ocorre também a diminuição dos protozoários.

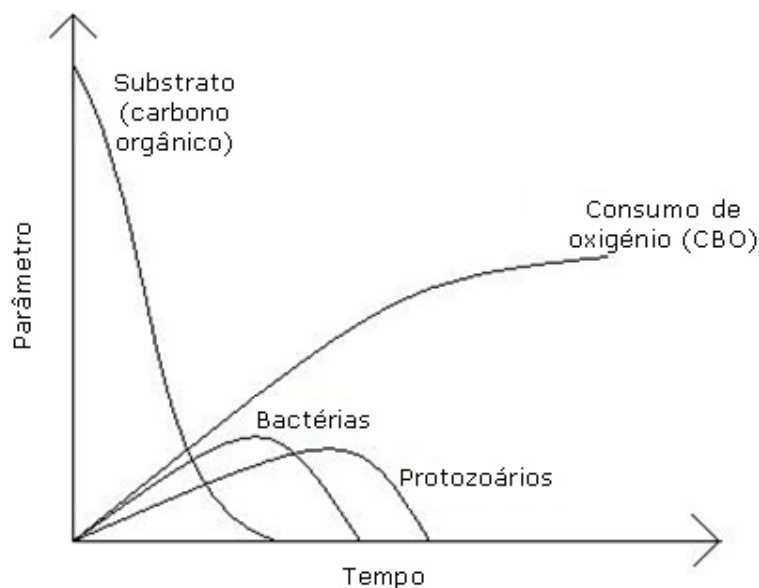


Figura 2.6. Relação entre o consumo de oxigênio, crescimento de bactérias e a remoção de carbono orgânico (BITTON, 1999).

#### 2.10.4 Carência Química de Oxigênio

A CQO (Carência Química de Oxigênio) representa toda a substância susceptível de ser oxidada por dicromato de potássio, num meio quente acidificado com ácido sulfúrico. Enquadram-se, principalmente, a maior parte de compostos orgânicos e minerais oxidáveis como sulfuretos e sulfitos. Apenas certos compostos azotados e hidrocarbonetos não são oxidados. A eficácia do teste é comprometida se se registarem valores de cloretos acima de 2000mg/L (SASTRY *et al.*, 1995).

Tabela 2.4. CBO, CQO e razão CBO<sub>5</sub>/CQO em diferentes águas residuais (BITTON, 1999).

	CQO (mg/L)	CBO (mg/L)	CBO <sub>5</sub> /CQO
Esgoto doméstico - bruto	500	300	0.60
Esgoto doméstico - após trat. biológico	50	10	0.20
Indústria curtumes	13000	1270	0.10
Matadouro	3500	2000	0.57
Indústria têxtil - bruto	1360	660	0.48
Indústria têxtil - após trat. biológico	116	5	0.04

A  $\text{CBO}_5$  de águas residuais municipais e domésticas, situa-se normalmente entre os 100 e 300 mg/L. Já a CQO, atinge valores entre 250 e 1000 mg/L (BITTON, 1999). De forma a definir, dimensionar ou controlar os processos de tratamento de um efluente, é importante avaliar a sua biodegradabilidade, relacionando a CBO com a CQO. Os valores de seguida indicados servem como referência da biodegradabilidade de um efluente :

**$\text{CBO}_5/\text{CQO} < 0,5$**  - efluente com baixa biodegradabilidade.

**$\text{CBO}_5/\text{CQO} > 0,5$**  - efluente com elevada biodegradabilidade.

Para águas domésticas não tratadas o rácio de  $\text{CBO}_5/\text{CQO}$  varia entre 0.4 e 0.8 (METCALF & EDDY, 2003).

#### **2.10.5 Carbono Orgânico Total**

O COT (Carbono Orgânico Total) representa a totalidade de carbono orgânico existente em dada amostra, independentemente do seu estado de oxidação ou da matéria orgânica. A sua determinação passa pela oxidação da matéria orgânica em meio quente e oxigenado, sendo medido pela libertação de  $\text{CO}_2$  através da análise por infravermelhos (METCALF & EDDY, 2003).



### **3. Lamas Activadas**

Para o tratamento de uma água residual já se podem encontrar varias técnicas, incluindo processos químicos, físicos ou biológicos. Um dos mais recorrentes e eficientes sistemas de tratamento de água residual é o processo de lamas activadas (JENKINS *et al.*, 1983).

#### **3.1 História**

O processo por lamas activadas foi desenvolvido em Inglaterra no início do século XIX (JENKINS *et al.*, 1983). Os primeiros passos deste processo datam de 1880, pelo trabalho do Dr. Angus Smith, que investigou o arejamento de água residual, em tanques, de forma a degradar a matéria orgânica. Este conceito foi também estudado por uma série de investigadores e em 1910 Black and Phelps revelaram que uma redução da putrefacção seria garantida introduzindo oxigénio no tanque. Algumas experiências desenvolvidas, durante 1912 e 1913, no Lawrence Experiment Station por intermédio de Clark e Gage levaram à cultura de organismos numa água arejada e, conseqüentemente, observou-se o aumento do grau de purificação. Estes estudos levaram a que posteriormente Arden e Lockett descobrissem o papel fundamental das lamas no processo de arejamento. O processo foi, então, designado como lamas activadas por Arden e Lockett, pois como o nome indica, envolve uma massa activa de microrganismos capaz de estabilizar num ambiente aeróbio, o material orgânico na água residual (METCALF & EDDY, 2003). Diversas estações de lamas activadas foram postas em funcionamento em 1920, embora apenas em 1940 o processo foi disseminado, do ponto de vista da sua aplicação (WPCF, 1990).

Este processo tem vindo a ser usado na prática há cerca de 80 anos, e a sua teoria desenvolvida de forma contínua, mas em pequenos passos. Inicialmente, apenas alguns critérios básicos foram desenvolvidos e posteriormente usados por engenheiros sanitaristas, como é o caso da razão F/M ou a carga volúmica, presentemente fundamentais para o estudo e prática do processo. Seguidamente entraram em voga as reacções e a abordagem cinética na forma de descrever os vários fenómenos ocorrentes. Presentemente a sua evolução situa-se no uso de produtos químicos e novos modelos, técnicas, e tecnologias optimizando o processo, recorrendo a modelações matemáticas (ECKENFELDER e GRAU, 1992). Na última década os maiores desenvolvimentos destacam-se no processo de

tratamento de águas residuais industriais, na remoção de nutrientes (N e P), e em tecnologias de controlo do *bulking* (ECKENFELDER e GRAU, 1992).

### 3.2 Processo

É um processo biotecnológico que se destaca de outros tipos de tratamento, normalmente denominados como fermentação. As características típicas do processo são (ECKENFELDER e GRAU, 1992):

- Substrato variado em termos de composição química e variedade do tamanho de partículas;
- Cultura biológica multi-espécies, desenvolvendo-se em flocos;
- Flutuações de caudal e de temperatura, assim como da concentração e composição do afluente;
- Possibilidade de metabolizar um diverso número de compostos orgânicos;
- Variedade de configuração de reactores (tanques, fluxo pistão etc.).

O objectivo deste processo é conseguir uma máxima redução de carga orgânica na água residual com uma produção mínima de sólidos. Assim, a água residual a ser tratada é homogeneizada e arejada num tanque de grandes dimensões, onde começam por crescer bactérias (inicialmente da espécie *Zoogloea ramigera*) formando flocos que constituem o substrato e suporte, ao qual se fixam protozoários e outros organismos (MINA, 1999). A água residual, após o tratamento primário, é conduzida a um tanque de arejamento onde é fornecido oxigénio de forma mecânica por agitadores ou por ar difuso (SASTRY *et al.*, 1995). Do tanque de arejamento, a água, contendo flocos, segue para um tanque de decantação, onde ocorre a sedimentação dos flocos. Parte deste material retorna ao tanque de arejamento para manter uma população activa constante, enquanto o restante é enviado para o tratamento seguinte (MINA, 1999).

As lamas são então separadas do efluente tratado num decantador secundário. Relativamente a este, o seu papel consiste em remover a matéria em suspensão, daí a denominação também comum de clarificador. Sem esta unidade de tratamento, o efluente teria uma carência química de oxigénio (CQO) superior à que entra no sistema, devido à contribuição da biomassa entretanto formada

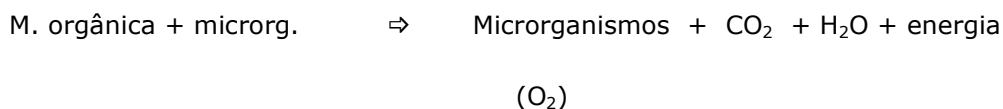
(MINA, 1999). As lamas sedimentadas são recicladas para o início do processo, mas alguma lama terá de ser retirada do sistema, denominada lama purgada, senão, o próprio decantador ficaria repleto de lama, incapaz de fazer a separação da água límpida da lama. O aumento da lama no tanque de arejamento, representativo do aumento da biomassa, terá de ser removido de maneira a ser mantida uma concentração estável de biomassa (MYERS, 1998). A recirculação de lamas é bastante importante na fase inicial do processo, de maneira a manter concentrações altas de microrganismos activos no licor misto, acelerando a rápida remoção da CBO. Uma vez atingido o valor requerido de MLSS (2500 – 3500 mg/L) este deve ser regulado pela mesma recirculação e pela purga de lamas do sistema (SASTRY *et al.*, 1995).

O arejamento fornecido corresponde a duas necessidades para o processo: a entrada de oxigénio dissolvido para o processo de degradação e a mistura do licor misto no tanque.

A maioria dos processos de lamas activadas têm como objectivo a degradação da CBO carbonácea. É, também, possível formular o processo de forma a oxidar amónia (nitrificação), como actualmente muitas estações são operadas. Outras modificações do processo incluem a remoção de fósforo e a desnitrificação biológica (WPCF, 1990).

O tratamento baseia-se em fornecer condições (oxigénio e matéria orgânica) de sobrevivência a um meio de microrganismos. O processo desenvolve-se da mesma forma que nas camadas superiores do solo, com o benefício de que os microrganismos são mantidos num sistema líquido controlado (JENKINS *et al.*, 1983).

O mecanismo básico identificado no processo pode ser representado pela reacção biológica abaixo.



O processo de remoção de poluentes envolve:

- Os microrganismos utilizando os compostos orgânicos como fonte de alimento, de forma a criar mais microrganismos que são eventualmente sedimentados;
- A produção de dióxido de carbono, libertado para a atmosfera;

- A produção de água, que sai como parte do efluente final;
- A energia produzida utilizada para manter os sistemas vitais dos microrganismos.

Os microrganismos que degradam a matéria orgânica seguem um processo designado como acumulativo. Inicialmente, um género de microrganismos centra-se numa parte da estrutura complexa de um sólido orgânico, enquanto outros microrganismos atacam o restante. Após a digestão, dos primeiros organismos, são expulsos do seu organismo alguns produtos que são agora utilizados como substrato por outros microrganismos. Este processo de biodegradação acumulativa continua até o complexo orgânico original estar totalmente assimilado pela população microbiana.

As reacções primárias ocorridas simultaneamente num leito de lamas activadas podem ser observadas na Figura 3.1 que se segue:

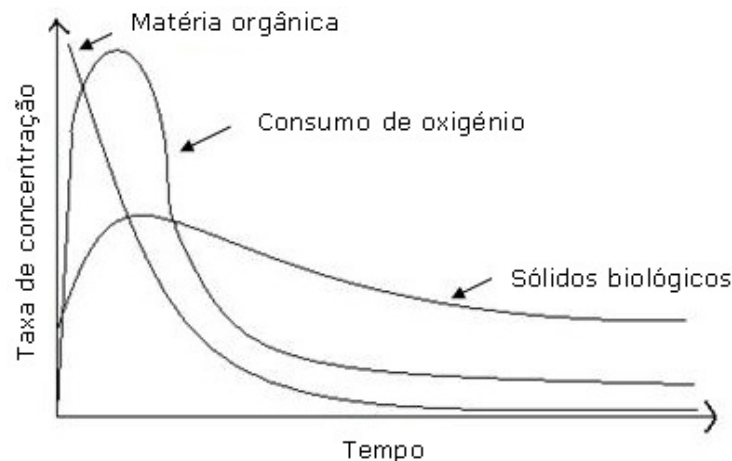


Figura 3.1.Reacções simultâneas num sistema biológico (JENKINS *et al.*, 1983).

A concentração de matéria orgânica no esgoto bruto é bastante elevada, enquanto a concentração de microrganismos e a taxa de consumo de oxigénio são bastante baixas. No entanto, ao longo da entrada do afluente o ataque dos microrganismos à matéria orgânica eleva o consumo de oxigénio e a concentração de sólidos no sistema rapidamente. A matéria orgânica ao diminuir, reduz o substrato disponível para os microrganismos, os quais começam a morrer sem alimento (JENKINS *et al.*, 1983).

### 3.3 “Bugs are like us”

Os microrganismos funcionam como quaisquer outros “subordinados” de um sistema – o seu trabalho não é bem assegurado se não tiverem as condições necessárias ou se estas forem medíocres. Assim para saber se as condições são favoráveis, são necessárias algumas análises. Cada célula do corpo humano vive similarmente à célula de um microrganismo. O alimento para uma célula humana é quebrado através de enzimas, algumas bastante parecidas às existentes nas bactérias. O oxigénio é retirado do ar que entra nos pulmões por outros microrganismos transportando-o para a hemoglobina, o qual é enviado para todas as outras células através do sangue. Por outro lado, as bactérias retiram o oxigénio directamente do liquido onde inseridas (CORTINOVIS, 1984).

A quantidade de substrato disponível para os microrganismos é medida através da CBO, como foi referido anteriormente. Assim, quanto mais substrato os microrganismos da amostra ingerirem, maior o OD usado, sendo o consumo de oxigénio medido pela CBO (CORTINOVIS, 1984).

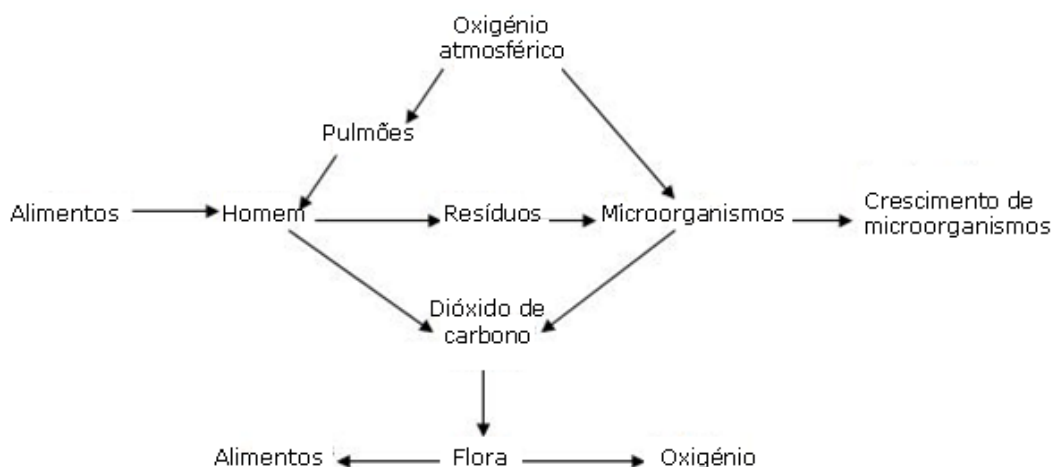


Figura 3.2. Ciclo de alimentos e oxigénio (CORTINOVIS, 1984).

Todo o dióxido de carbono gerado nos processos, quer do Homem, quer dos microrganismos (ou outro qualquer organismo), é devolvido à atmosfera, de forma a que as plantas o possam utilizar originando alimento e oxigénio, terminando assim o ciclo (Figura 3.2).

Os microrganismos transformam os materiais orgânicos suspensos ou dissolvidos em alimento. Assim, transformam essa matéria orgânica em dióxido de carbono, e a maior parte é utilizada para síntese de novos microrganismos. Os microrganismos

sedimentam como lama, no fundo do reactor, lamas essas que podem ser recirculadas ou extraídas para fora do sistema (CORTINOVIS, 1984).

Se as quantidades de substrato forem elevadas num processo biológico, os microrganismos reproduzem-se rapidamente e consequentemente, muitos devem ser extraídos por via das lamas. Se, por outro lado, existir um número elevado de microrganismos para a quantidade de substrato, o seu crescimento será bastante menor. Muitos deles continuarão a utilizar o oxigénio de forma a metabolizar o substrato armazenado. Isto é denominado por respiração endógena, sendo a razão pela qual os processos com um baixo rácio "*food to microorganisms*" (F/M) e um tempo de retenção alto usam mais oxigénio e produzem menos lama para uma mesma quantidade de substrato consumido (CORTINOVIS, 1984).

### 3.4 Tipos de configuração

Alguns tipos de sistemas de lamas activadas foram desenvolvidos, embora todos levem ao mesmo ponto fulcral, do ponto de vista do contacto da matéria orgânica com os microrganismos. Alguns dos exemplos são, mistura completa e valas de oxidação ou SBR's (Sequential Batch Reactors) (Figura 3.3), sendo estes últimos bastante utilizados, reflectindo o nome a sequência de etapas no processo: i) enchimento, ii) arejamento, iii) sedimentação, iv) saída do sobrenadante, v) esvaziamento e retirada de lama (METCALF & EDDY, 2003).

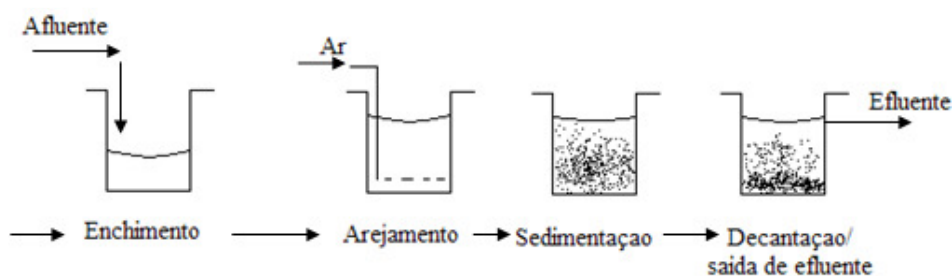


Figura 3.3. Sistema de funcionamento em SBR (METCALF & EDDY, 2003).

No caso de **mistura completa**, todo o substrato e microrganismos encontram-se num único tanque de mistura (Figura 3.4). Cada organismo recebe ao mesmo tempo uma concentração igual de oxigénio e de substrato. O controlo do OD é bastante fácil pois apenas temos um tanque. Um ponto negativo neste sistema prende-se com a saída de alguma CBO não degradada devido a correntes de água preferenciais, entrando no tanque e seguindo directamente para o decantador. A

quantidade de CBO deve ser calculada pelo projectista, usando estimativas de consumo e de caudal. As estações nesta configuração, normalmente funcionam sem problemas, mas no caso de ocorrer algum não possuem grande flexibilidade (CORTINOVIS, 1984).

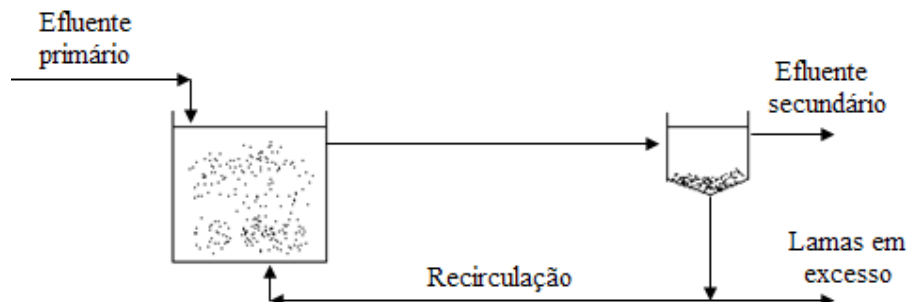


Figura 3.4. Mistura completa (CORTINOVIS, 1984).

O processo de **fluxo-pistão** (convencional) é um sistema frequentemente compartimentado, propiciando um maior tempo de contacto entre substrato e microrganismo. A recirculação é misturada com o efluente primário e só depois introduzido no tanque de reacção. Contrariamente aos sistemas de mistura completa, a população microbiológica é mantida num ambiente com um gradiente de substrato entre o do afluente bruto e do efluente final. Apesar de muitos microbiólogos recearem, tais condições ambiente, estas não são prejudiciais mesmo aos microrganismos mais sensíveis como os nitrificantes (WANNER, 1994).

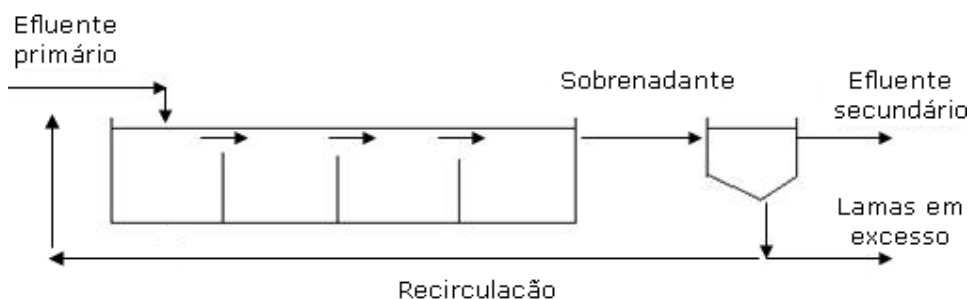


Figura 3.5. Sistema em Fluxo-pistão (WANNER, 1994).

Na hipótese de **re-arejamento**, o efluente do tratamento primário dá entrada numa série de tanques de arejamento, evitando o primeiro da série (Figura 3.6). A recirculação de lamas é efectuada para o primeiro tanque de arejamento sem qualquer fonte de alimento. Isto leva a que os microrganismos entrem numa fase de carência de substrato, e consequentemente, a uma fase de respiração endógena (CORTINOVIS, 1984). Devido aos microrganismos terem usado as suas reservas

alimentares, estes podem assimilar o substrato da água bruta mais rapidamente. Graças ao rápido consumo de substrato solúvel e insolúvel este tipo de estações pode excluir a presença de um decantador primário, sendo ainda a produção de lamas diminuta, enquanto o consumo de oxigénio é elevado (JENKINS *et al.*, 1983).

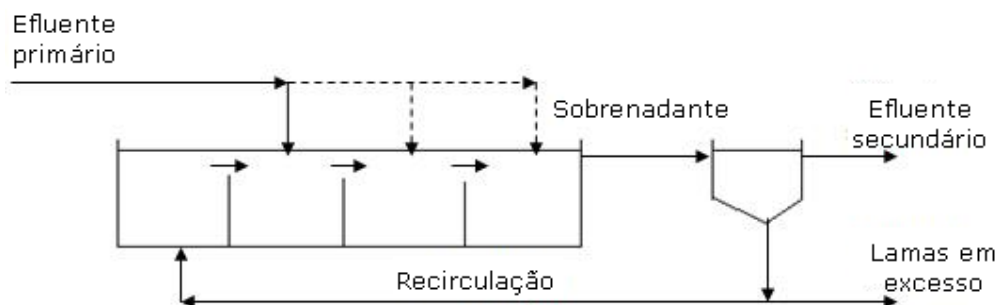


Figura 3.6. Re-arejamento (CORTINOVIS, 1984).

### Selectores

A separação de sólidos é um dos aspectos de maior importância no tratamento biológico de águas residuais. Assim um selector biológico (um pequeno tanque de contacto), é frequentemente incorporado de forma a limitar o crescimento de organismos que sedimentam mal. São normalmente utilizados em processos biológicos de remoção de azoto e fósforo. Para a remoção de CBO ou CQO e num processo de nitrificação, poderá ser adicionado um tanque de contacto antes do tanque de arejamento de lamas activadas (METCALF & EDDY, 2003).

## **3.5 Arejamento**

Os dois tipos de arejamento mais comuns são por ar difuso e por arejamento mecânico. No sistema por ar difuso, é introduzido ar comprimido perto do fundo do tanque. A subida da bolha de ar, ao mesmo tempo que induz o arejamento, funciona também como agitação da massa de água promovendo as colisões entre partículas.

Nos sistemas por arejadores mecânicos, estes podem ser fixos ou móveis, flutuando no tanque. Este tipo de sistemas funciona como uma hélice, promovendo o arejamento e mistura da água residual. A acção efectuada permite uma turbulência na superfície e no interior do tanque, ao dispersar o líquido, salpicando-o por todo o tanque (WPCF, 1990).



Todas as fases do crescimento requerem oxigénio de maneira a ser cumprido o processo. Independentemente do sistema de arejamento, devem ser atingidos dois critérios determinantes (WPCF, 1990):

- Deve ser mantida uma determinada turbulência no tanque de forma a que as lamas (microrganismos) e a água residual (substrato) estejam constantemente em mistura homogénea;
- Devem ser mantidas concentrações suficientes de OD por todo o tanque de arejamento de forma a que todo o floco esteja em contacto com o oxigénio. Se esta condição for satisfeita, geralmente as necessidades de agitação são também satisfeitas.

### **3.6 Parâmetros operacionais**

No processo de lamas activadas devem ser efectuados alguns testes fundamentais para o estudo do seu funcionamento. Estes, consistem em testes de rotina aos parâmetros: CBO, SVI, MLSS (sólidos suspensos no licor misto), MLVSS (sólidos suspensos voláteis no licor misto), OD afluente e efluente no tanque de arejamento, assim como a idade de lamas (CORTINOVIS, 1984).

#### **3.6.1 Sólidos Suspensos no licor misto (MLSS)**

A mistura presente no tanque de arejamento de lamas activadas é denominada licor misto. O MLSS refere-se à quantidade total de sólidos suspensos orgânicos e minerais, incluindo microrganismos no licor misto. O MLSS é determinado retirando uma amostra do tanque de arejamento, filtrando a mesma, e levando o filtro a 105°C, procedendo posteriormente ao peso dos sólidos no filtro (BITTON, 1999).

#### **3.6.2 Sólidos Suspensos Voláteis no Licor Misto (MLVSS)**

A fracção orgânica de MLSS é representada por MLVSS, incluindo organismos vivos e mortos. Este é determinado após uma amostra filtrada ser levada a temperaturas de 600 a 650°C, representando aproximadamente 65 a 75% de MLSS (BITTON, 1999).

#### **3.6.3 Carga volúmica**

O processo de lamas activadas deve ser operado a determinada carga orgânica, de forma a que a população microbiana possa otimizar as suas características

floculantes que consequentemente resultarão numa eficiente separação sólido-liquido. A carga volúmica determina a quantidade de CBO existente por unidade de volume no tanque de arejamento e por unidade de tempo.

$$\text{Carga volúmica} = (\text{Kg CBO})/\text{m}^3 \cdot \text{d} = \frac{Q \cdot L_a}{V}$$

Onde:

$L_a$  – CBO afluente ao tanque de arejamento, Kg.

### 3.6.4 Razão de Recirculação

A razão de recirculação de lamas necessária para manter a concentração de MLSS desejada é dada por:

$$\frac{Q_r}{Q} = \frac{X_t}{\frac{10^6}{\text{SVI}} - X_t}$$

Onde:

$Q_r$  – caudal de recirculação;

$Q$  – caudal afluente;

$X_t$  – MLSS, mg/L;

SVI – Índice de volume de lamas.

### 3.6.5 Idade de Lamas

Um parâmetro de grande importância é a idade de lamas (I.L.), também designado por tempo de retenção de sólidos e expressa da seguinte forma:

$$\text{I.L. (dia)} = \frac{V \cdot \text{MLSS}}{\text{Lamas em excesso}}$$

Lamas em excesso =  $a \cdot Q \cdot (S_o - S_e) - V \cdot \text{MLSS} \cdot b$ , Kg MLSS/dia

Onde:

$a$  e  $b$  = parâmetros cinéticos;

$S_o$  = concentração inicial de  $\text{CBO}_5$ , mg/L;

$S_e$  = concentração final de  $\text{CBO}_5$ , mg/L.

Existem vantagens e desvantagens para as várias gamas de idades de lamas. Para uma elevada I.L., a produção de lamas será menor já que os microrganismos utilizam as suas próprias reservas e as lamas são extraídas estabilizadas, evitando o processo de digestão. Em baixa idade de lamas, o consumo de oxigénio é menor, existindo, no entanto, maior quantidade de lamas e a necessidade de estas seguirem para digestor (CORTINOVIS, 1984).

Deve ser permitido um tempo de contacto ideal para os microrganismos poderem deteriorar a matéria orgânica. Se o tempo de contacto for reduzido, o sistema biológico pode não ter tempo suficiente para degradar a matéria, resultando num efluente de fraca qualidade. Se por outro lado o tempo de contacto for demasiado, os microrganismos irão esgotar as fontes de substrato disponíveis acabando por morrer o que irá aumentar a fracção de bactérias não activas e consequentemente a fuga de pequenos sólidos no efluente (JENKINS *et al.*, 1983).

- 1 a 3 dias – Uma idade de lamas dentro deste período significa que a quantidade de lamas purgadas é sensivelmente a mesma que permanece no sistema. Para estes valores apenas microrganismos com uma taxa de crescimento rápida conseguem predominar.

Existe o risco de ocorrer uma fraca sedimentação sob determinadas condições, mas mantendo o OD elevado e uma idade elevada dentro dos tanques pode-se operar o sistema da forma desejada.

- 4 a 7 dias – Esta é a período de tempo da maioria das estações de tratamento com o objectivo de remoção de CBO carbonácea (gorduras, hidratos de carbono, proteínas).
- 8 a 12 dias – Este é o numero de dias ideal para que se processe uma nitrificação completa.
- 12 a 20 dias – No caso da água residual estar a baixas temperaturas poderá ser necessária uma I.L. com este período de tempo para se obter a nitrificação. O consumo de oxigénio será bastante elevado pois a respiração endógena e a nitrificação necessitarão de maior quantidade de energia.
- A partir de 20 dias – Esta é o período de tempo requisitado para um “arejamento prolongado”. Possibilita a lama para aplicação na agricultura evitando qualquer digestão.

### 3.6.6 Razão substrato/microrganismos

A razão substrato/microrganismos (F/M) compara a quantidade de substrato disponível com a quantidade de microrganismos capazes de o degradar. O substrato é medido pela CBO do efluente primário, já os microrganismos podem ser mensuráveis através dos sólidos suspensos voláteis contidos no tanque de arejamento (MLVSS) (SASTRY *et al.*, 1995).

$$F/M = \frac{La}{V_x MLVSS}$$

- Uma razão F/M baixa denominada por baixa carga, indica uma escassez de substrato para os microrganismos, entrando estes numa fase de crescimento endógeno e consequentemente no declínio da fracção mais velha de organismos. Numa gama baixa de F/M os organismos, visto não terem substrato abundante, degradam de imediato cada fracção de substrato que dá entrada no reactor é de imediato degradada. Os microrganismos aderem facilmente a uma formação de floco considerável promovendo assim, uma boa sedimentação e um sobrenadante de boa qualidade. Esta deve ser a gama de F/M sobre a qual deve ser operado um sistema em fluxo pistão, mantendo um certo equilíbrio entre a entrada de organismos novos para o tanque e os já lá existentes (JENKINS *et al.*, 1983). É importante referir os benefícios desta gama de F/M em dispensar o decantador primário, pois este induziria um desbaste na carga de CBO requerida para este sistema, e ainda a produção de menor quantidade de lamas, já estabilizadas não necessitando de dar entrada em digestor.
- Ao utilizar-se uma razão F/M alta (alta carga), devemos estar perante um sistema de mistura completa. Numa razão F/M alta a quantidade de substrato é bastante para o número de organismos. Se a taxa de alimentação ou a carga do afluente aumentar ou diminuir a taxa de crescimento dos organismos vai variar de igual forma. Um crescimento demasiado alto ou baixo leva a problemas de sedimentação (JENKINS *et al.*, 1983). Nesta gama de F/M produz-se maior quantidade de lamas, e mais frescas, necessitando de ser reencaminhadas para digestão.
- Pode-se definir uma gama intermédia, designada como média carga, onde se tenta evitar os contras da alta carga e os da baixa carga como os tempos de residência muito altos, mas por outro lado neste caso a quantidade de lamas é maior e será necessária a existência de um decantador primário.

O rácio substrato microrganismos é o principal factor de controlo de remoção da CBO. O F/M pode ser regulado, variando a concentração de MLSS no tanque de arejamento (SASTRY *et al.*, 1995). A razão F/M está inversamente relacionada com a IL. Ao diminuir o número de organismos, fazendo maiores extracções, a idade de lamas será menor, enquanto a razão F/M irá aumentar. Um F/M alto corresponde, normalmente, a uma idade de lamas baixa e vice-versa.

Não é aconselhável o cálculo da quantidade de lamas a purgar baseada na razão F/M. Isto pois este parâmetro muito irregular e pode mudar de forma horária. Mesmo através de um teste de CQO, a F/M já terá mudado no fim do seu cálculo. Assim a melhor forma de controlar as lamas num sistema de lamas activadas, passa por manter um valor desejável de idade de lamas.

Uma razão F/M alta pode ser propícia ao desenvolvimento de microrganismos filamentosos conduzindo a uma má sedimentação nos decantadores. Quanto maior for a F/M, maior o OD deve ser de forma a prevenir o crescimento de microrganismos filamentosos. É preferível aumentar o OD do que diminuir a F/M, pois, ao diminuir-se a razão F/M ter-se-á uma maior idade de lamas que leva a nitrificação e consequentemente ao consumo de maior quantidade de oxigénio (CORTINOVIS, 1984). Na Tabela 3.1 pode observar-se os diferentes valores de F/M para os diferentes tipos de sistema de lamas activadas.

Tabela 3.1. Parâmetros característicos de diferentes sistemas de lamas activadas (SASTRY *et al.*, 1995).

<b>Tipo de processo</b>	<b>F/M</b>	<b>TRH (h)</b>	<b>Carga volúmica (Kg CBO/m<sup>3</sup>.d)</b>	<b>IL (d)</b>	<b>Kg O<sub>2</sub>/Kg CBO</b>
Convencional	0,4 – 0,2	4 - 8	0,3 – 0,7	5 - 15	0,8 – 1,1
Arejamento por passos	0,4 – 0,2	3 - 5	0,7 – 1,0	5 - 15	0,7 – 1,0
Re-arejamento	0,4 – 0,2	3 - 6	1,0 – 1,2	5 - 15	0,7 – 1,1
Mistura completa	0,6 – 0,2	3 - 5	0,8 – 2,0	5 - 15	0,7 – 1,0
Arejamento prolongado	0,15 – 0,05	18 - 36	0,2 – 0,4	20- 30	1,2 – 2,0

### **3.6.7 Índice de volume de Lamas (SVI)**

A sedimentação dos sólidos é avaliada pelo SVI, representando o volume ocupado por um grama de MLSS após uma sedimentação de 30 minutos. Quando o SVI é reduzido, indica uma óptima separação das fracções sólido-líquido, potenciada por uma população microbiana diversificada e em equilíbrio, produzindo assim grandes flocos de partículas. Este parâmetro será mais profundamente abordado no capítulo seguinte, sendo um teste utilizado para a prevenção de *bulking* (SASTRY *et al.*, 1995).

## **3.7 Desenvolvimento das lamas**

O processo de lamas activadas consiste em três fases que ocorrem simultânea e continuamente no tanque de arejamento, prolongando-se no decantador secundário (JENKINS *et al.*, 1983).

### **3.7.1 Transferência**

Durante esta fase o material, dissolvido no meio, é consumido pelos microrganismos sendo absorvido pela parede celular. Esta absorção por parte dos microrganismos é relativamente rápida, necessitando de 15 a 30 minutos, embora a sua digestão seja mais demorada. Os sólidos ao serem absorvidos levam a que os microrganismos segreguem compostos químicos que auxiliam na transformação da matéria sólida a uma forma solúvel, de maneira a facilitar a absorção como no caso dos poluentes dissolvidos, ilustrado na Figura 3.7.

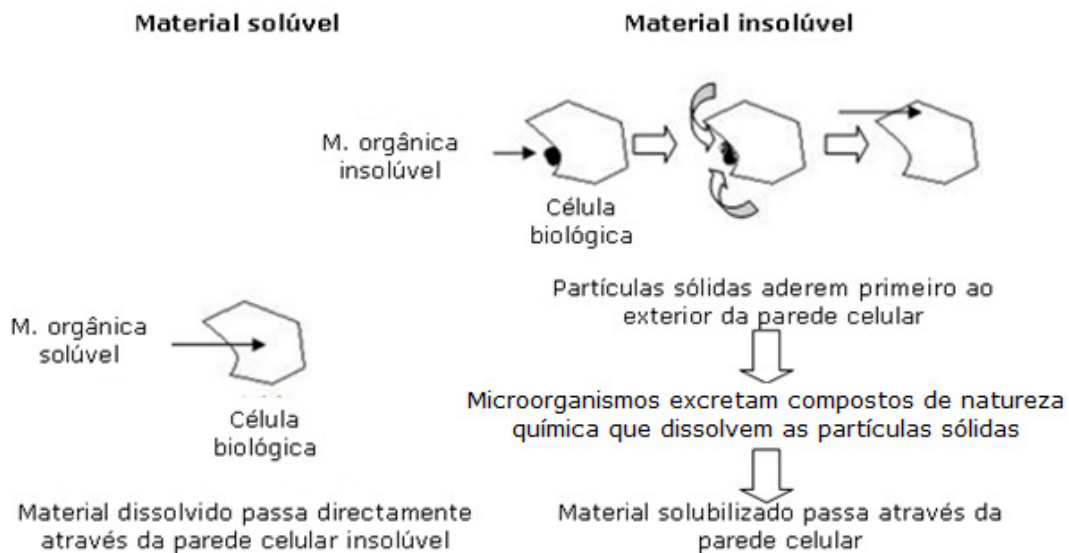


Figura 3.7. Transferência de matéria orgânica meio/microorganismo (JENKINS *et al.*, 1983).

### 3.7.2 Conversão

Este é o segundo passo na formação das lamas activadas. Após o material orgânico ser assimilado, este sofre um processo de transformação, como é o caso da digestão. O processo de conversão inclui duas fases, síntese e oxidação. A síntese refere-se somente à reprodução de um maior número de células, a oxidação envolve a formação de dióxido de carbono, água e energia. Estas duas reacções constituem o sistema metabólico dos microorganismos. Assim, é necessária e desejável uma larga população microbiana, pois enquanto alguns dos microorganismos estão envolvidos na digestão do que já consumiram, os restantes que já consumiram as suas fontes de alimento internas, envolvem-se agora na degradação de material orgânico no meio.

### 3.7.3 Floculação

A floculação representa o terceiro e último passo neste processo. À medida que os microorganismos são envolvidos no tanque de arejamento, sofrem colisões permanentes com outros microorganismos. Estas colisões promovem o contacto entre as partículas e levam a que estas se agreguem de maneira a formar partículas de maiores dimensões designadas como flocos. Isto é de todo o pretendido, já que as partículas de menores dimensões não sedimentam bem, enquanto os flocos sedimentam rapidamente. Durante a mistura os flocos entram em contacto com material suspenso e coloidal, e promovem o crescimento do flocos.

A certa altura o floco não possui mais zonas propícias à agregação de novas partículas. Entretanto os microrganismos ao degradarem continuamente a matéria do floco, abrem fendas e possibilitam a entrada de novas partículas, e assim, constantemente até à sedimentação do floco. Este processo pode ser observado na Figura 3.8.

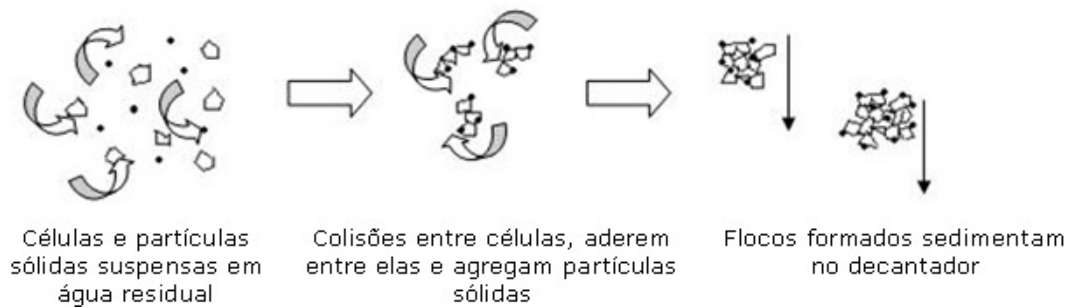


Figura 3.8. Formação do floco (JENKINS *et al.*, 1983).

### 3.8 Microbiologia do processo

As bactérias constituem o principal componente dos flocos de lama activada, onde se desenvolvem mais de 300 estirpes (MINA, 1999). Fungos, protozoários e metazoários são organismos de importância secundária (ECKENFELDER e GRAU, 1992). As bactérias são as responsáveis pela oxidação da matéria orgânica e pela transformação de nutrientes podendo reduzir polissacarídeos e outros materiais poliméricos que ajudam na floculação da biomassa microbiana. As espécies de bactérias frequentemente encontradas nos flocos incluem-se nos géneros: *Zoogloea*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Brevibacterium* e *Acinetobacter*. A CBO do líquido é consideravelmente reduzida (75-90%), mas a CBO total (líquido mais sólido) só o é em certa parte, já que a maioria da matéria orgânica adsorvida permanece nos flocos de "lama activada" (MINA, 1999). Protozoários e outras formas de vida maiores correspondem apenas a 5% de biomassa das lamas activadas (JENKINS *et al.*, 2004).

#### 3.8.1 Bactérias

Nas lamas activadas encontram-se grandes quantidades de microrganismos e muito poucas células animais e vegetais. Ao longo do processo, comprova-se que os microrganismos vão diminuindo progressivamente no que toca a bactérias anaeróbias, ao contrário das aeróbias que vão aumentando. Nestas últimas destacam-se as bactérias que atacam as proteínas convertendo-as em compostos



amoniacaís. Esta conversão dá-se por intermédio de endo e exoenzimas excretadas pelas bactérias. Algumas bactérias base no processo são as fluorescentes (*Bacillus proteus*, *subtilis* e *mesentericus*) (CALVO, 1995).

Por outro lado as *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* transformam os compostos amoniacaís em nitritos e, seguidamente, em nitratos. Para além destas existem, ainda, bactérias que degradam os hidratos de carbono. Esta degradação tem como produtos o dióxido de carbono, hidrogénio, ácido láctico e butírico. Entre os organismos destacam-se a *Bacterium coli* e *Bacillus aerogenes*.

Quando na matéria a degradar constam lípidos, a sua degradação passa por um processo mais complexo que os outros compostos, devido à dificuldade de digestão destes. Na ocorrência de grandes quantidades a tratar a actividade microbiana é reduzida. Assim ao ser um elemento crítico para o processo de lamas activadas, neste tipo de degradação biológica é recomendada a eliminação destes produtos antes do contacto dos mesmos com a população microbiológica (CALVO, 1995).

A respiração é, como a fermentação, um processo quimiotrófico, pois a fonte de energia é química: e pode ser uma substancia orgânica (organoquimiotrofismo) ou inorgânica (litoquimiotrofismo) (FONSECA e LOPES, 1996). A comunidade microbiana das lamas activadas é vulgarmente dominada por microrganismos organoquimiotróficos. A maior parte está agregada em flocos de lama e as restantes dispersas no licor. As bactérias, juntamente com alguns protozoários saprófitos, constituem o nível trófico mais baixo. É destes que se alimentam os protozoários e rotíferos. Os géneros de bactérias vulgarmente encontrados nas lamas activadas realizam variadas funções na comunidade microbiana representadas na Tabela 3.2 (MINA, 1999).

Tabela 3.2. Géneros representativos e suas funções (MINA, 1999).

<b>Género</b>	<b>Função</b>
<i>Pseudomonas</i>	Remoção de hidratos de carbono, desnitrificação
<i>Arthrobacter</i>	Remoção de hidratos de carbono
<i>Bacillus</i>	Degradação de proteínas
<i>Cytophaga</i>	Degradação de substratos poliméricos
<i>Zoogloea</i>	Formação de matrizes de lama (muco)
<i>Acinetobacter</i>	Armazenagem de polifosfatos
<i>Nitrosomonas</i>	Nitrificação
<i>Nitrobacter</i>	Nitrificação
<i>Sphaerotilus</i>	Formação de filamentos

### 3.8.2 Protozoários

Os protozoários que podem ser encontrados nas lamas activadas têm sido frequentemente identificados, incluindo no seu grupo representantes dos rizópodes, actinópodes, fitoflagelados, zooflagelados (Figura 3.9) e ciliados (Figuras 3.10 e 3.11), sendo estes os representantes maioritários e principais responsáveis pela clarificação dos efluentes (MINA, 1999). Encontram-se protozoários consumidores de bactérias, assim como rotíferos e nemátodes, embora estes pouco abundantes, sendo que a presença destes últimos indica uma boa depuração, assim como a escassez de algas devido a uma boa agitação do meio (CALVO, 1995). A presença de protozoários e rotíferos é essencial já que se alimentam de pequenas partículas e bactérias que não tendo sido agregadas aos flocos, encontram-se portanto livres (SASTRY *et al.*, 1995).

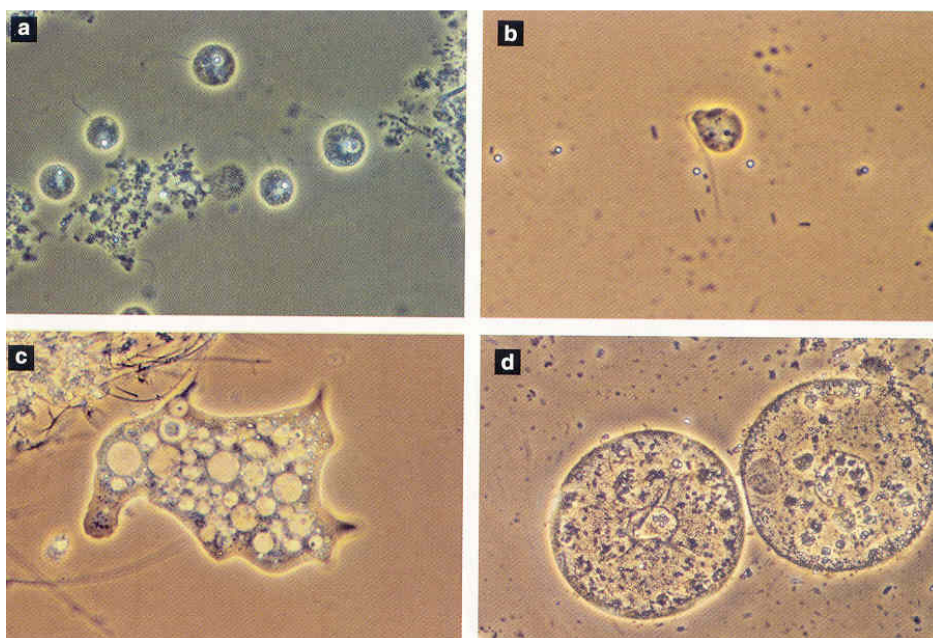


Figura 3.9. Micrografia de fase de contraste de flagelados e amibas comuns em lamas activadas: A) *Monas* sp., B) *Bodo* sp., C) *Polychaos* sp. e D) *Arcella* sp. (JENKINS *et al.*, 2004).

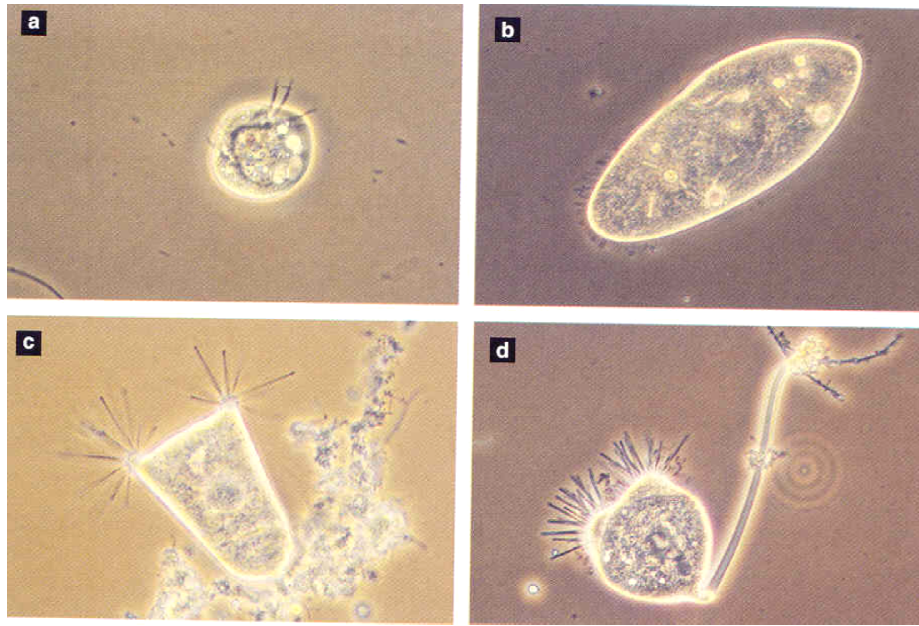


Figura 3.10. Micrografia de fase de contraste de ciliados livres e fixos: A) *Aspidisca* sp., B) *Paramecium* sp., C) *Tokophyra* sp. e D) *Podophyra* sp. (JENKINS et al., 2004).

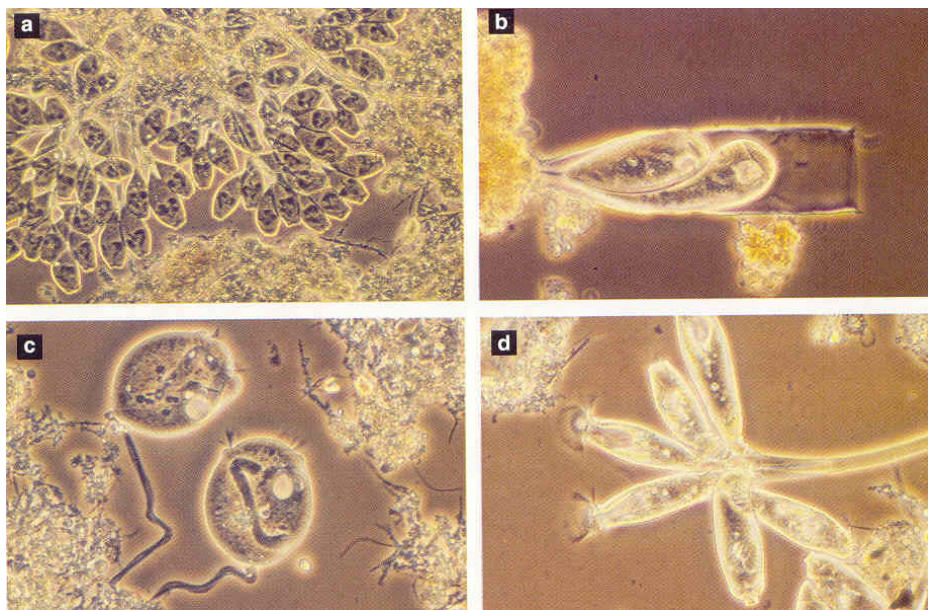


Figura 3.11. Micrografia de fase de contraste de ciliados fixos: A) *Opercularia* sp., B) *Vaginicola* sp., C) *Vorticella* sp. e D) *Epistylis* sp. (JENKINS et al., 2004).

Na sua maioria os protozoários são aeróbios e alimentam-se de bactérias, embora existam alguns flagelados anaeróbios. Os ciliados carnívoros livres alimentam-se,

normalmente, de outros protozoários (JENKINS *et al.*, 2004). Os flagelados e os ciliados que se movem livremente neste meio, estão vulgarmente associados a águas sobrecarregadas organicamente, resultando em densidades de bactérias elevadas. Em densidades bacterianas baixas dominam os protozoários pedunculados filtradores que contribuem eficazmente para a remoção de sólidos suspensos. Adicionalmente, os rotíferos são também de grande importância na comunidade das lamas activadas, aderindo aos flocos de lama alimentando-se na sua superfície (VERSTRAETE e VAN VAERRENBEGH, 1986).

### 3.8.3 Rotíferos

Os rotíferos são metazoários, constituindo o grupo dos organismos pluricelulares (Figura 3.12). Estes organismos executam dois papéis importantes na acção das lamas activadas: removem as bactérias e células livres, e contribuem para formação de flocos, produzindo material mucoso (BITTON, 1999).

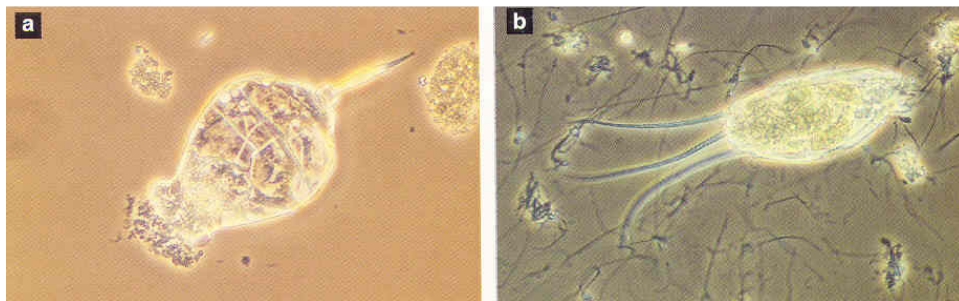


Figura 3.12. Micrografia de fase de contraste de rotíferos (JENKINS *et al.*, 2004).

## 3.9 Quantificação de microrganismos

As águas residuais são caracterizadas por uma elevada quantidade e variedade de microrganismos, mesmo após o seu tratamento. Assim a caracterização microbiológica das mesmas deve ser tão completa quanto possível (MINA, 1999). Basicamente existem três processos para determinar a biomassa ou enumerar bactérias (JENSEN *et al.*, 1989):

1. Métodos de contagem directa, que frequentemente incluem, antes da contagem, processos de coloração com fluorocromos ou outros corantes que permitem diferenciar células vivas e mortas. Apresenta a desvantagem de sobrestimar a biomassa devido a dificuldade na diferenciação de matéria viva e morta.

2. Técnicas de contagem indirecta ou viável, tal como a contagem em placa e os processos de determinação do número mais provável (NMP). A principal desvantagem deste método consiste em subestimar as bactérias existentes devido à selectividade dos meios de cultura escolhidos.
3. Processos bioquímicos, que estimam a quantidade de um dado indicador bioquímico, ou seja, de um determinado componente celular normalmente presente representando a biomassa. A problemática neste método insere-se na conversão dos valores estimados em biomassa activa.

### **3.10 Problemas**

Todas as estações de tratamento águas residuais mais cedo ou mais tarde registam diversos problemas. Algumas das vezes não afectam significativamente a qualidade do efluente, outras vezes são críticos para as ETAR's, afectando-as no imediato da sua ocorrência (JENKINS *et al.*, 1983).

O primeiro passo a ser cumprido na resolução de um problema numa ETAR, passa por identificar a causa desse mesmo problema. Apenas após a identificação da verdadeira causa do problema, se deve proceder à sua resolução. Apesar de parecer óbvio, observa-se vezes sem conta a remediação do problema por "tentativa-erro" sem primeiro identificar a verdadeira causa. Os sintomas dados pela estação devem ser usados como "pistas", para a determinação da causa do problema, e não apenas a sua remediação (JENKINS *et al.*, 1983). Após a determinação da causa provável deve-se proceder à selecção de uma ou mais medidas correctivas para restaurar a eficiência da estação com o mínimo de danos no efluente final e a baixo custo. Para isto deve-se deter um conhecimento amplo do sistema de lamas activadas e do seu papel na estação (WPCF, 1990). Uma regra que se tem confirmado é que os problemas espontâneos são normalmente de fácil identificação enquanto os problemas persistentes e com historial na estação são geralmente difíceis de determinar (JENKINS *et al.*, 1983). Assim, antes de se proceder à resolução de um problema, há que determinar as capacidades e limitações da ETAR (WPCF, 1990).

Segundo a WPCF (1990), os problemas podem ser agregados conforme o órgão onde ocorre:

- Tanque de arejamento, incluindo problemas de arejamento (OD reduzido, fraca agitação, turbulência) e problemas de escumas;



- Decantador, onde se registam saídas de sólidos, bulking, lamas ascendentes, turvação do efluente ou flocos *pin-point*.

O processo de lamas activadas é composto por duas unidades básicas: um tanque de arejamento e um decantador secundário, como foi referido anteriormente. Os problemas expostos de seguida englobam-se dentro de duas funções fulcrais do sistema: remoção de CBO solúvel e sedimentação de sólidos (JENKINS *et al.*, 1983).

### **3.11 Remoção de CBO**

Uma baixa remoção de CBO num processo de lamas activadas está regularmente relacionado com o estado e o ambiente proporcionados aos microrganismos mantidos no tanque de arejamento. Antes de qualquer problema em relação à CBO ser confirmado, dever-se-ão realizar todas as análises de CBO em amostras filtradas.

Normalmente uma deficiente remoção de CBO pode ser causada por diversos factores, que podem actuar livremente ou em conjunto, de forma a limitar a performance do sistema de lamas activadas. Assumindo que a concepção da estação foi bem estruturada e que o equipamento se encontra funcional, destacam-se alguns factores (JENKINS *et al.*, 1983).

#### **3.11.1 Carga Orgânica**

A carga orgânica poderá ser a causa de uma remoção deficiente em CBO se:

1. A carga orgânica de CBO exceder os limites do sistema (variando a F/M);
2. A carga orgânica for variável no seu tipo e origem.

#### **3.11.2 Substâncias tóxicas ou inibidoras**

A entrada de substâncias que afectem ou destruam a população biológica no sistema de lamas activadas irá obviamente afectar a eficiente remoção de CBO, já que a actividade dos organismos é comprometida. A condição de toxicidade aguda leva a uma morte imediata em massa dos microrganismos. Tal deve-se por vezes a descargas ilegais para as estações de tratamento. A remediação passa por criar condições óptimas de crescimento aos microrganismos sobreviventes. A toxicidade crónica representa o aumento de uma substância maligna de forma gradual. Como

exemplo desta última, podem-se indicar os metais pesados, que se alojam nas células e que devido à recirculação são mantidos no sistema, aumentando de concentração.

### **3.11.3 Baixa temperatura**

No inverno, as temperaturas atingidas são um problema para as ETAR. A diminuição da temperatura leva a uma redução da actividade dos organismos. Esta redução de actividade traduz-se numa eficiência mais baixa de remoção de CBO. Uma medida remediadora seria através do aumento de MLVSS (aumentando a recirculação e retirando menos lamas do sistema).

### **3.11.4 Variações de pH**

Um sistema em perfeitas condições deverá funcionar numa gama de pH entre os 6.5 e 8.5. Uma tendência para qualquer dos lados terá um efeito inibidor nos organismos e consequentemente uma diminuição da eficiência do sistema. A adição de químicos é uma solução, sendo que deverá ser utilizada com cuidado, de forma a não passar de um extremo para o outro.

### **3.11.5 Baixo MLVSS**

O grau e a eficiência de tratamento estão relacionados com o número de microrganismos mantidos no sistema. Se não houver organismos suficientes de forma a degradar a CBO, parte da mesma passará pelo sistema, resultando num efluente de má qualidade. Parâmetros de controlo como a razão F/M, ou a idade de lamas, são usados para manter um óptimo nível de MLVSS. Os principais factores que irão afectar o equilíbrio da concentração de MLVSS são:

- CBO afluente;
- Tempo retenção hidráulico;
- Taxa de extracção de lamas em excesso;
- Taxa de recirculação de lamas.

### **3.12 Sedimentação de sólidos**

Com a ajuda de um microscópio, a determinação da fauna microscópica pode ser bastante útil para o processo de lamas activadas. Assim, como indicado anteriormente, a presença de vários organismos no licor misto poderá indicar um bom ou mau tratamento da água residual. Não sendo necessário conhecimento profundo em microbiologia para a identificação ou contagem das espécies, já que será necessário apenas reconhecer os maiores grupos de organismos (WPCF, 1990):

- Protozoários incluindo flagelados e ciliados;
- Rotíferos;
- Bactérias filamentosas.

As lamas com propriedades desejadas de sedimentação revelam determinadas características da maior importância para o sistema de lamas activadas (ECKENFELDER e GRAU, 1992).

- Sedimentam rapidamente, normalmente com velocidade 1 m/h;
- Não ocupam um grande volume após sedimentação;
- Após a sedimentação deixam um sobrenadante límpido;
- Não entram de novo em suspensão após um período de 2 a 3h.

No tratamento de águas residuais, podem-se encontrar cinco problemas de maior relevância relacionados com a qualidade da biomassa e, consequentemente, com a deterioração da eficiência de tratamento (ECKENFELDER e GRAU, 1992).

#### **3.12.1 Crescimento disperso**

Sob determinadas circunstâncias, os microrganismos das lamas activadas não se agregam como flocos, e acabam por crescer como células individuais ou pequenos aglomerados. Este tipo de crescimento é resultado da ausência ou ruptura de interligações de um exo-polímero, pelo que os organismos não se fixam uns aos outros (JENKINS *et al.*, 2004). Não existindo uma zona de sedimentação nos decantadores secundários, estes pequenos aglomerados e células escapam pelo efluente final, causando uma elevada turvação. Uma das causas deste crescimento disperso é uma baixa idade de lamas (<1dia) correspondente a uma elevada carga orgânica. Outra das razões conhecidas para este género de crescimento é a



toxicidade, embora este tipo de problema nas lamas activadas seja observado raramente.

### 3.12.2 Flocos "Pin-point"

Durante a sedimentação de algumas lamas podem-se formar faixas de distribuição de flocos consoante o seu tamanho. Os flocos maiores rapidamente sedimentam, enquanto os pequenos ( $<100\ \mu\text{m}$ ), embora bastante compactos, permanecem no sobrenadante. Como a velocidade de sedimentação destes pequenos flocos é aproximadamente zero induzem uma turvação no efluente final. A formação dos flocos *pin-point* (Figura 3.13) pode também dever-se à desintegração dos flocos consistentes devido a várias razões (ECKENFELDER e GRAU, 1992):

- Consumo de produtos armazenados pelas bactérias devido a uma baixa carga orgânica;
- Ausência completa de microrganismos filamentosos, criando ligações fundamentais;
- Desintegração por factores exteriores (ex. arejadores);
- Elevada Idade de lamas (JENKINS *et al.*, 1983).

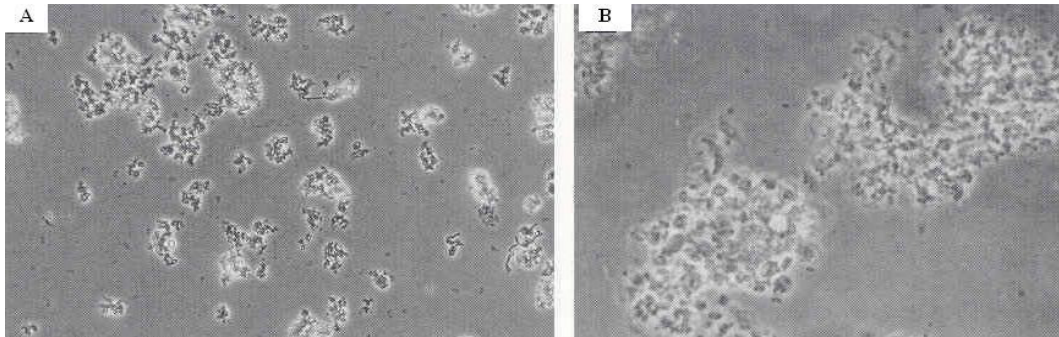


Figura 3.13. Micrografia de *fase de contraste* de flocos "pin point" (JENKINS *et al.*, 2004).

Este problema pode ser reduzido pelo aumento da extracção de lamas do sistema de forma a diminuir a idade de lamas para níveis aceitáveis (JENKINS *et al.*, 1983).

### 3.12.3 Bulking Zoogloeal

Este problema também conhecido como bulking não filamentoso, é um fenômeno relacionado com a produção de um polímero viscoso extracelular, por algumas bactérias: *Zoogloea sp.* (Figura 3.14) e *Acinetobacter sp.*. Neste caso a lama apresenta um elevado SVI.



Figura 3.14. Colônia de Zoogloea (EIKELBOOM, 2000).

### 3.12.4 Lama ascendente

A lama eleva-se e flutua se a densidade dos flocos for menor que a da água. Existem duas razões para uma baixa densidade do floco (ECKENFELDER e GRAU, 1992):

- Absorção de óleos e gorduras;
- Captação e enclausuramento de gases.

A desnitrificação nas lamas do decantador pode levar à ocorrência da re-suspensão de lamas (JENKINS *et al.*, 1983) Se o efluente de um tanque de lamas activadas tiver uma concentração elevada de  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  e se estiverem presentes nas lamas bactérias desnitrificantes, pode ocorrer uma desnitrificação espontânea no decantador secundário. As bolhas de azoto gasoso geradas são retidas parcialmente nos flocos, levando a que estes flutuem (ECKENFELDER e GRAU, 1992).

### 3.12.5 Bulking filamentoso e Escumas

Os dois maiores problemas encontrados nas estações de lamas activadas são as escumas filamentosas (*Nocardia*) e o bulking filamentoso (WPCF, 1990).

Os microrganismos filamentosos pertencem ao processo natural das lamas activadas. No entanto, se a quantidade destes organismos e o tamanho dos filamentos ultrapassarem certos limites, a presença destes mesmos organismos, irá conduzir à formação de bulking e/ou escumas (ECKENFELDER e GRAU, 1992). A entrada de cargas orgânicas elevadas, pode resultar na formação de lamas esponjosas, com dificuldades na sedimentação (JENKINS *et al.*, 1983).

Existem três organismos filamentosos capazes de formar escumas: *Nocardia sp.* (comum), *Microthrix parvicella* o Tipo 1863 (rara). *Nocardia* e *M. Parvicella* são organismos que possuem uma parede celular com propriedades hidrofóbicas, agregando-se então as bolhas de ar. Estas flutuam por serem de menor densidade que a água (Figura 3.15) (JENKINS *et al.*, 2004).



Figura 3.15. Tanque de arejamento completamente coberto por escumas (EIKELBOOM, 2000).

Estes organismos filamentosos podem produzir uma espuma esponjosa e viscosa de cor acastanhada no tanque de arejamento, que poderá continuar no efluente seguindo para o decantador, e na pior das hipóteses escapar pelo efluente final violando os limites por lei permitidos. Este problema pode ser considerado desde um incómodo até um sério problema, conforme o tipo e quantidade de espuma. No inverno pode mesmo congelar tendo de ser retirado por um operador, enquanto no Verão origina maus odores (WPCF, 1990). A produção de espuma pode ocorrer com ambos os equipamentos de arejamento (mecânico, e ar difuso), embora seja mais propício o crescimento com ar difuso e elevados caudais de ar (METCALF & EDDY,

2003). Na Figura 3.16, estão ilustradas imagens da espécie *Nocardia* e das consequências do seu aparecimento em demasia num tanque de arejamento.

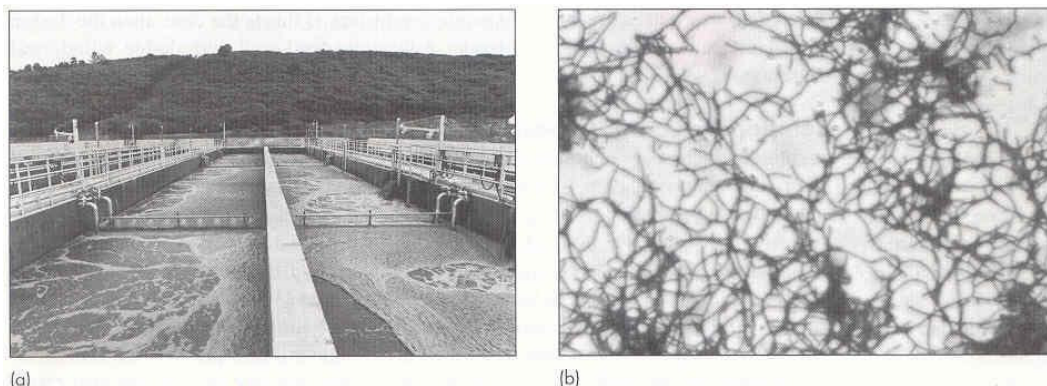


Figura 3.16. *Nocardia*: (a) escumas num tanque de arejamento e (b) observação microscópica com coloração de Gram (METCALF & EDDY, 2003).

Uma espuma clara e espessa forma-se usualmente no início da estação, é possível ocorrer após o início da estação se em dado momento for purgada determinada quantidade de lamas de forma a que os organismos entrem num ambiente relativamente parecido ao início de operação, resultando na mesma espuma branca. Um outro tipo existente é de uma espuma escura, bastante difícil de se remover completamente, resultado da acção de microrganismos como actinomicetas ou *Nocardia*. Os actinomicetas são organismos incluídos entre as bactérias e os fungos, apesar de crescerem como filamentos ramificados, não causam bulking como o *Sphaerotilus* ou outros organismos filamentosos. Aparentemente esta estrutura ramificada funciona como uma rede, captando pequenas bolhas que levam a que os sólidos flutuem (CORTINOVIS, 1984).

O crescimento de *Nocardia* está associado a temperaturas altas, óleos e gorduras e tempos de retenção de sólidos elevados (geralmente superior a 9 dias). A melhor maneira de lidar com as escumas provenientes de *Nocardia* é prevenir nas condições propícias ao seu crescimento. Uma maneira positiva de tratar casos severos passa pela correcção da causa original (gorduras e óleos, e aumentar a saída de lamas pela purga), assim como a retirada física das escumas formadas. Métodos como jactos de água ou adição de químicos são pouco eficazes (WPCF, 1990). A remediação "clássica" para o crescimento e escumas formadas por *Nocardia*, tem vindo a ser a redução do tempo de retenção de sólidos para menos que 9 dias. No entanto em algumas ETAR o tempo teve de ser reduzido a 2 dias o que poderá ser incompatível com outras operações na estação. Uma remediação a

longo prazo é um maior controlo da entrada de óleos e gorduras na estação, ou ainda o uso de um selector (RICHARD, 1989).

### Índice de escumas

O denominado Índice de Escuma (SI) é usado para a quantificação da formação de escumas à superfície da massa de água. Este representa a razão entre matéria orgânica seca contida nas escumas e no licor misto. Quanto maior o SI, este indica a presença de maior quantidade de matéria orgânica seca nas escumas do que nas lamas activadas (DRZEWICKI *et al.*, 2008).

$$SI (\%) = \frac{\text{Kg MLVSS}_{\text{biomassa em forma de escuma}}}{\text{Kg MLVSS}_{\text{totais de biomassa}}} \times 100$$

A porção de biomassa em forma de escuma é estimada pela flotação induzida por uma taxa de arejamento a  $10\text{m}^3.\text{m}^{-3}.\text{h}^{-1}$ . A flotação é repetida com os sedimentos que se separam da escuma de forma a que todos os organismos formadores de escumas sejam levados à superfície. O teste SI pode ser usado para a prevenção e previsão de problemas operacionais devidos a formação de escumas, demonstrado na Tabela 3.3 (ECKENFELDER e GRAU, 1992).

Tabela 3.3. Valores de SI e os problemas operacionais esperados (ECKENFELDER e GRAU, 1992).

SI (%)	Extensão dos problemas
0 – 0.5	Negligenciáveis
0.5 – 6	Pequenos
6 – 10	Médios
10 – 15	Sérios
> 15	Catastróficos

O problema de bulking devido a microrganismos filamentosos, representa uma dificuldade no processo de sedimentação de flocos, pois devido aos filamentos, os flocos formados são retidos, e é formada uma espécie de lama superficial, perturbando os processos a jusante, e conduzindo a possibilidade da saída de lamas pelo efluente final. A este problema será dado destaque no capítulo seguinte.

### **3.13 Remediação**

Alguns métodos de remediação produzem resultados quase imediatos, alguns produzem mudanças passados alguns dias e outros podem ser tão agressivos culminando em potenciais efeitos adversos. Quão mais forte for o método de remediação, maior cuidado e experiência serão necessárias para a sua aplicação. A aplicação do método correctivo em demasia pode levar a problemas tão graves como os iniciais que se pretendiam remediar. Após a aplicação de um método correctivo, deve-se permitir o tempo suficiente para o método surtir efeito, antes de tentar outra solução. A impaciência pode resultar na procura de diversas soluções, mesmo antes de ser concedido o tempo suficiente ao processo para responder a algum dos métodos, incluindo a solução ideal (WPCF, 1990).

Normalmente, na maioria dos casos, ajustamentos no arejamento, caudais ou recirculação produzem efeitos a curto ou médio prazo. Geralmente, o impacto na alteração da purga de lamas em excesso é mais demorado sendo menos reversível. A adição de cloro ao licor misto ou à recirculação de lamas em taxas moderadas e altas leva a resultados imediatos, se bem que é um método de risco se usado sem cuidado, é considerado por alguns um método de recurso enquanto outros afirmam ser um método standard se usado correctamente. A adição de polímeros ou sais metálicos, como cloreto de ferro, apesar de produzirem resultados rapidamente, podem ser bastante caros e levam a produção de uma maior quantidade de lamas e consequentemente a purga de maior quantidade. A correcção de deficiências de nutrientes leva rapidamente a resultados positivos, mas requer a compra de químicos assim como equipamento de doseamento dos produtos químicos (WPCF, 1990).

Antes da aplicação de qualquer mudança, deve-se recolher o máximo de informações e amostras e experimentar as possíveis soluções em laboratório. Se for cometido algum erro, os resultados poderão ser postos de parte e tentada uma nova solução. Se algum erro de maior dimensão for efectuado na estação, a sua remediação já não será assim tão fácil (WPCF, 1990).

Como referido anteriormente, na tentativa da resolução de um problema, devem-se evitar o tratamento dos sintomas, focando, sim, a causa geral. Por exemplo, a adição de cloro para a resolução de um bulking filamentosos irá temporariamente resolver o problema, mas a causa por trás do mesmo problema, como por exemplo OD insuficiente, deverá ser corrigida ou então o problema manter-se-á (WPCF, 1990).

A Tabela 3.4 expõe um resumo, dos problemas típicos em estações de lamas activadas, apresentando as causas prováveis e suas possíveis soluções.

Tabela 3.4. Problemas em operação de lamas activadas e suas soluções (SASTRY *et al.*, 1995).

<b>Problema</b>	<b>Causa provável</b>	<b>Solução</b>
Lamas flutuando à superfície ( <i>bulking</i> )	a) Predominância de organismos filamentosos; b) Desnitrificação resultando em bolhas de azoto, submergindo as lamas.	a) Aplicação de cloro; b) Aumentar recirculação de lamas, aumentar purga de lamas, aumentar OD no tanque de arejamento.
Pontos inactivos no tanque	a) Colmatação de difusores; b) Baixo arejamento e OD.	a) Limpeza de difusores; b) Aumentar taxa de arejamento.
Recirculação de baixa concentração	a) Elevada taxa de recirculação; b) Crescimento de organismos filamentosos.	a) Reduzir recirculação; b) Aumentar OD e pH e adição de cloro.
Flocos dispersos ( <i>Pin-point</i> )	a) Turbulência excessiva nos tanques, lama excessivamente oxidada; b) Condições anaeróbias.	a) Redução do arejamento, aumento da purga de lamas; b) Aumentar taxa de arejamento.
Escumas	Detergentes.	Jacto de água dissociando as escumas.





## 4. Bulking

As condições de uma lama podem ser determinadas pela sua aparência, a sua sedimentação (SVI), e por exames microscópicos (SASTRY *et al.*, 1995).

Em diversos casos MLSS em condições de sedimentação fracas, evoluíram para as denominadas lamas em *bulking*. Estas propiciam condições no decantador secundário, que levam à saída com o efluente de grande concentração de sólidos suspensos diminuindo a eficiência do tratamento da estação. Na existência de bulking, os flocos formados no tanque não compactam nem sedimentam bem, e os flocos e partículas são descarregados no efluente do decantador secundário (METCALF & EDDY, 2003).

O bulking é provavelmente uma das principais razões das violações dos parâmetros de descarga de efluentes. Isto deve-se a uma má sedimentação e fracas condições de compactação, normalmente provocado pela predominância de microrganismos filamentosos. Os filamentos crescem nos flocos evitando a compactação das lamas nos decantadores (CORTINOVIS, 1984).

### 4.1 Tipos

Foram identificados dois tipos principais de bulking. O bulking filamentoso deve-se ao crescimento excessivo de microrganismos filamentosos ou, organismos que crescem em forma de filamento em condições adversas, sendo este o tipo de bulking mais comum. Por outro lado, pode também dar-se um outro tipo denominado bulking viscoso, que resulta do excesso de um bio-polímero extracelular, levando a uma consistência gelatinosa. Devido a propriedade hidrofílica dos polímeros, as lamas detêm bastante água, sendo referido também como bulking hídrico (METCALF & EDDY, 2003).

O tipo de bulking mais comum é sem dúvida devido ao crescimento de bactérias filamentosas. Estas bactérias agregam-se aos flocos prolongando os filamentos, e estes agregando outros flocos. Esta estrutura em contraste com o floco denso com boa sedimentação esperado, possui uma enorme área de superfície relativamente ao seu peso, o que resulta numa fraca sedimentação. Na Figura 4.1 pode-se observar a diferença entre um floco conciso e denso, em contraste com um floco afectado por bactérias filamentosas.

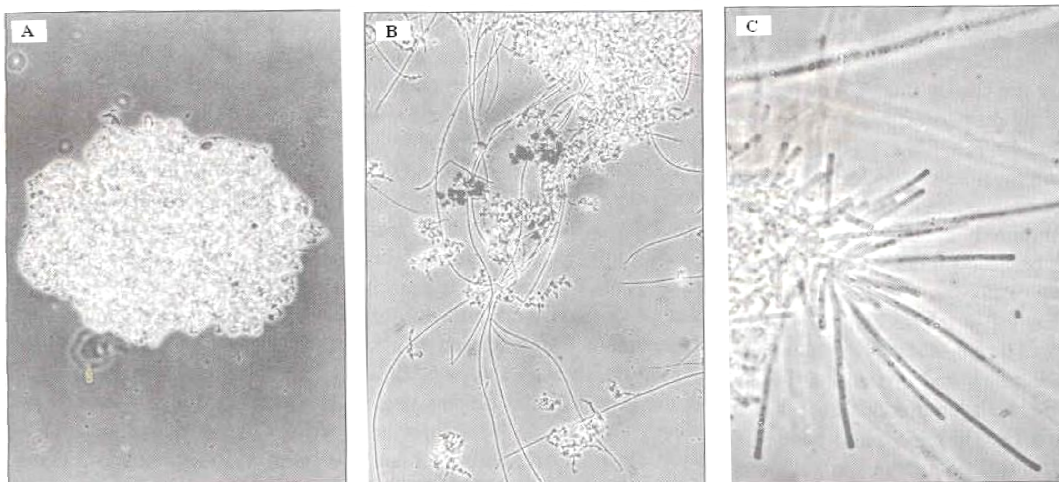


Figura 4.1. Contraste entre floco normal e filamentosos: (A) floco normal, (B) ligações entre flocos por filamentos e (C) extensões de filamentos de um floco (METCALF & EDDY, 2003).

Dependendo do tipo de filamento envolvido, existem duas formas de interferência na sedimentação e compactação de lamas (RICHARD, 1989):

1. Pontes interflocos: onde os filamentos se partem da superfície dos flocos e entram em contacto com outros flocos (Figura 4.2).

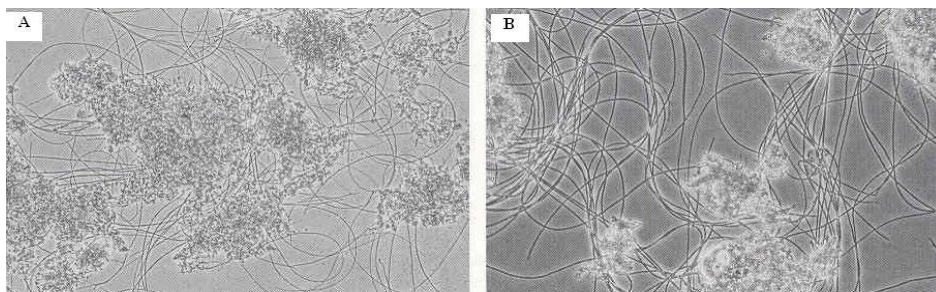


Figura 4.2. Exemplos de pontes entre flocos por filamentos (JENKINS *et al.*, 2004).

2. Estrutura aberta: os filamentos crescem na maioria, no interior do floco, crescendo este sobre os filamentos, conduzindo a uma estrutura de floco ampla, repleta de espaços vazios (Figura 4.3).

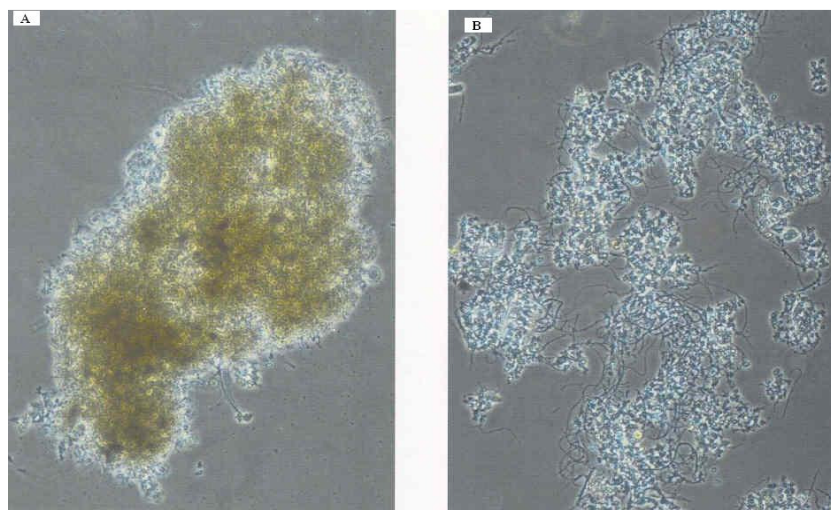


Figura 4.3. Flocos: (A) flocos compacto, (B) flocos aberto (EIKELBOOM, 2000).

Na Tabela 4.1 é apresentada uma identificação das bactérias consoante o tipo de flocos e estrutura que desenvolvem.

Tabela 4.1. Tipo de interferência causado por microrganismo (JENKINS *et al.*, 2004).

<b>Organismo Filamentoso</b>	<b>Ponte interflocos</b>	<b>Estrutura aberta</b>
Halicomenobacter hydrossis	✓	✓
Microthrix parvicella		✓
Nostocoida limicola I e II		✓
Nostocoida limicola III	✓	
Sphaerotilus natans	✓	
Thithrix I e II	✓	
Tipo 021N	✓	
Tipo 0041	✓	✓
Tipo 0092		✓
Tipo 0581		✓
Tipo0675		✓
Tipo 0803	✓	
Tipo 0914	✓	✓
Tipo 0961	✓	
Tipo 1701	✓	✓
Tipo 1851	✓	✓

Vários são os tipos de bactérias filamentosas existentes, pelo que foram tomados meios e métodos utilizados para a identificação e classificação das bactérias normalmente encontradas no processo de lamas activadas (EIKELBOOM, 2000). O sistema de classificação tem por base a morfologia (tamanho e forma das células), o comprimento e a forma dos filamentos.

Os sistemas que proporcionam o contacto das lamas de recirculação com o efluente primário, antes de seguirem para um tanque em arejamento, parecem ser menos propícios ao aparecimento de organismos filamentosos. Os tipos de organismos mais comuns como *Sphaerotilus* parecem encontrar as condições perfeitas aquando da existência de baixo OD e um rácio F/M alto (CORTINOVIS, 1984).

A inexistência completa de organismos filamentosos também não é aconselhada, pois funcionam como suporte para as ligações entre flocos. Apesar de sem os organismos os flocos compactarem bem à mesma, alguns flocos e microrganismos terão uma tarefa difícil ao tentarem agregar-se, levando a descarga de um efluente ligeiramente turvo (CORTINOVIS, 1984).

Provavelmente o teste mais fácil e importante que se deve fazer no caso de dúvida ou controlo, será recolher uma amostra do tanque de arejamento e observar como este decanta. Ao fazer o teste, este dá a ideia aproximada do que acontecerá quando os microrganismos estiverem no decantador. O volume atingido por 30 minutos de decantação juntamente com os valores laboratoriais da quantidade de sólidos suspensos no tanque de arejamento, são usados para o cálculo do Índice de volume de lamas (SVI) (CORTINOVIS, 1984).

$$\text{SVI (mL/g)} = \frac{\text{Volume sedimentado} \times 1000}{\text{MLSS}}$$

O resultado pode ser interpretado como os mililitros de líquido ocupados por uma grama de lama (referindo-se à compactação das lamas no decantador). É de ter em conta que o SVI é apenas um dado informativo, uma ETAR com os decantadores lotados pode presenciar bulking a um SVI de 200, enquanto outra estação pode ter um efluente de bom aspecto com um SVI de 300 ou 400, desde que o efluente não cause turbulência no decantador. Assim por regra considera-se a possibilidade de ocorrência de bulking em SVI acima dos 120 (CORTINOVIS, 1984).

A obtenção de uma elevada compactação e valores reduzidos de SVI tem enormes consequências económicas benéficas na operação e projecção de um sistema de lamas activadas (PARKER *et al.*, 2004).

Um SVI de 100 mL/g. Este valor de SVI é considerado aceitável para uma boa sedimentação (METCALF & EDDY, 2003).

O teste do SVI tem por base um modelo empírico, de forma que é sujeito a erros significativos. Se por exemplo uma lama com uma concentração de 10.000 mg/L, não sedimentar ao longo dos 30 minutos e se mantiver dispersa em toda a proveta de teste de 1 litro, representa também um SVI de 100 o que induz em erro. Para evitar estes resultados duvidosos, e de forma a promover uma boa comparação entre SVI's de diferentes lamas, é utilizado o teste do SVI diluído (DSVI) (JENKINS *et al.*, 2004). Pela análise de Jenkins, a amostra de lama é diluída pelo efluente do processo, até que o volume de sedimentação após 30 minutos seja menor ou igual a 250 mL/L. O teste standard de SVI é posteriormente realizado com esta amostra (METCALF & EDDY, 2003). A utilização e introdução de programas como o Floccmorph, utilizado por Da Motta *et al* (2001), são também de elevada importância para a identificação da quantidade de filamentosos, levando a uma melhor percepção se se está perante um caso de bulking, ou não. O programa em questão será, explicado no capítulo seguinte.

Quando o manto de lamas chega a uma altura em que o efluente começa a sair bastante contaminado, existem algumas soluções possíveis a curto prazo, se bem que apenas a experiência e o contacto diário com os problemas podem dizer qual a melhor opção (CORTINOVIS, 1984). Mais a frente serão abordadas as medidas correctivas específicas ou não específicas possíveis de aplicar.

#### Velocidade da zona de sedimentação (ZSV)

Esta característica básica de uma lama, representa a taxa de sedimentação máxima sendo expressa como o declive da curva de sedimentação (Tabela 4.2).

Tabela 4.2. Relação entre o SVI e ZSV (ECKENFELDER e GRAU, 1992).

<b>Tipo de lama</b>	<b>SVI (mL/g)</b>	<b>ZSV a 3g/L (m/h)</b>
Boa sedimentação	<100	> 3
Fraca sedimentação	100 a 200	2 a 3
Bulking	> 200	<1,2

#### Comprimento de filamentos

A melhor forma de quantificar a ocorrência de organismos filamentosos é a contagem directa dos filamentos salientes nos flocos em contacto com o líquido. O comprimento total dos filamentos é expresso por unidade de volume ou biomassa (ex.  $10^3$  m/g MLSS). Como a contagem total ao microscópio seria deveras

desgastante e demorosa, os filamentos são divididos em sete grupos consoante o tamanho ( $\mu\text{m}$ ):

1. 0 – 10
2. 10 – 25
3. 25 – 50
4. 50 – 100
5. 100 – 200
6. 200 – 400
7. 400 – 800

Sendo posteriormente o número de filamentos, contidos naquele intervalo, contados. Comprimentos superiores a 800  $\mu\text{m}$  são medidos individualmente. O comprimento dos microrganismos encontrados na amostra microscópica é multiplicado pelo factor de diluição, no caso da amostra ter sido diluída antes da medição (ECKENFELDER e GRAU, 1992). Em comparação com o teste do SVI este último é mais utilizado devido a sua simplicidade e resultados igualmente bons, como é demonstrado na Figura 4.4 (JENKINS *et al.*, 2004).

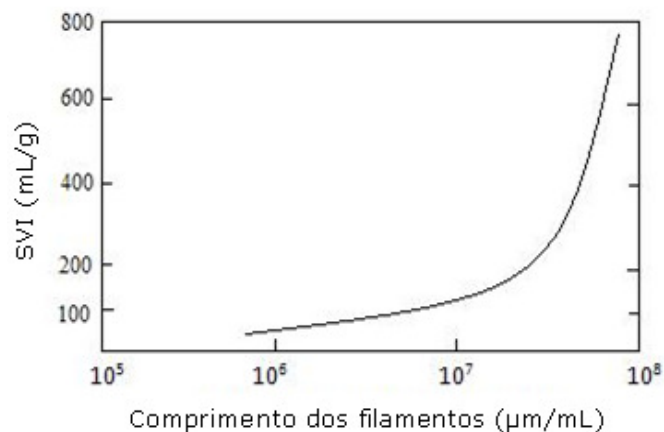


Figura 4.4. Relação entre o comprimento de filamentos e o nível de SVI (BITTON, 1999).

O valor do SVI sobe acima de 150 mL/g quando o comprimento total dos filamentos excede  $10^7$  intersecções/mL, significando que são necessários mais de 10 metros de filamentos em cada mL de licor misto para causar problemas na sedimentação (JENKINS *et al.*, 2004).

### Abundância

A abundância de microrganismos filamentosos é classificada segundo a Tabela 4.3 de “Nenhum” a “Excesso”. A técnica de contagem é baseada na observação microscópica de uma amostra sob fase de contraste a uma ampliação de 100x. Naturalmente este método não é tão exacto como a contagem directa dos filamentos e/ou do seu tamanho. Embora, que quando feito por alguém com experiência, o método revela-se bastante eficaz. Assim, por este método e um técnico especializado podem ser reveladas tendências à formação de bulking muito mais cedo do que pelo SVI, de forma a tomar as precauções necessárias.

Tabela 4.3. Método Indicativo da Abundância de Filamentos (ECKENFELDER e GRAU, 1992).

Valor numérico	Abundância	Explicação
0	Nenhum	
1	Poucos	Filamentos presentes, mas apenas em flocos ocasionais
2	Alguns	Presentes frequentemente, mas não em todos os flocos
3	Regulares	Presentes em todos os flocos, mas baixa densidade (ex. 1 a 5 filamentos por floco)
4	Muito regulares	Presentes em todos os flocos, em média densidade (ex. 5 a 20 filamentos por floco)
5	Abundantes	Presentes em todos os flocos, a alta densidade (ex. 20 filamentos por floco)
6	Excesso	Filamentos presentes em todos os flocos; mais filamentos que flocos e em grande quantidade em solução.

Eikelboom (2000) expõe de uma outra forma o teste, denominado por Índice de filamentos, de uma escala de 0 a 5, respectivamente de “nenhum filamento” até “muitos filamentos”, como é representado na Figura 4.5.



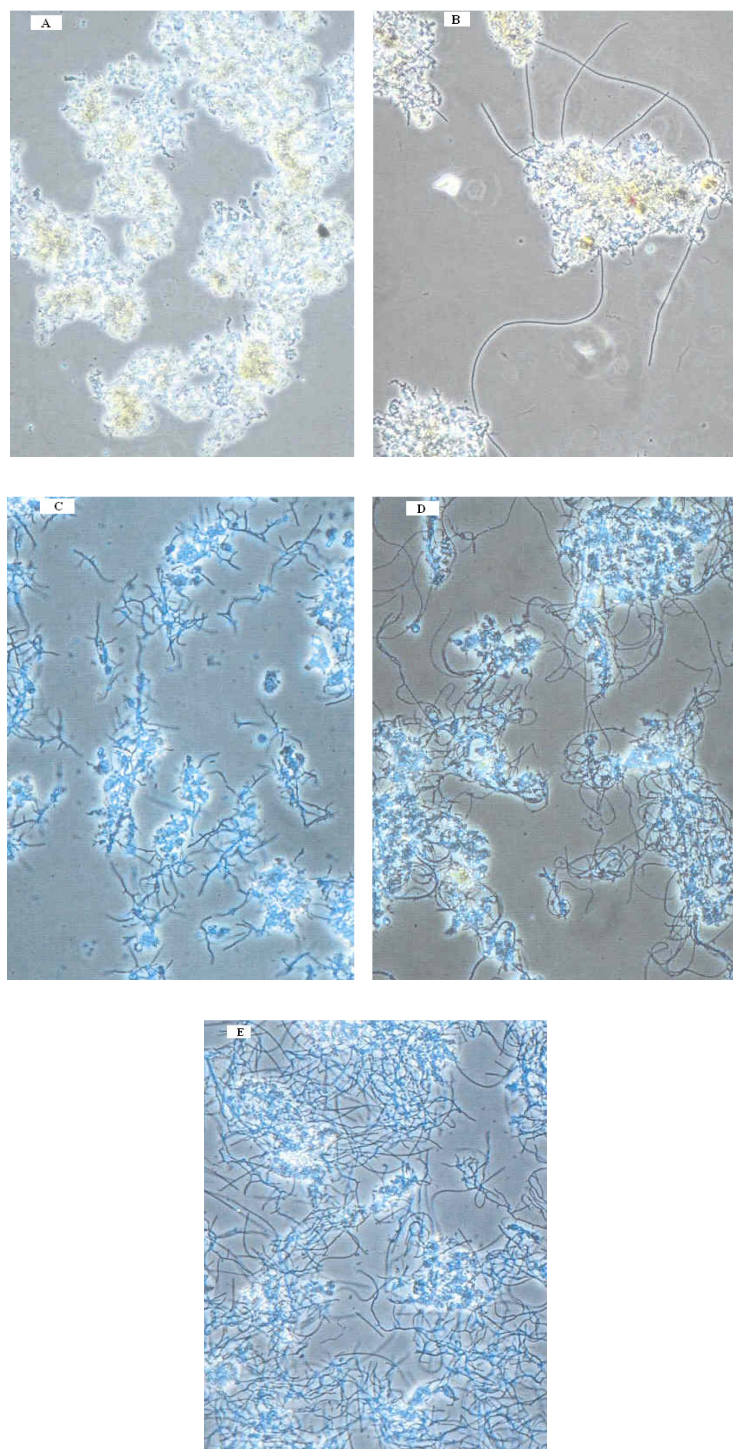


Figura 4.5. Índice de filamentos segundo Eikelboom: (A) I.F. =1, (B) I.F.=2, (C) I.F.=3, (D) I.F.=4, (E) I.F.=5 (EIKELBOOM, 2000).

As bactérias filamentosas possuem como já referido, uma maior razão área/volume, em comparação com as bactérias formadoras de flocos, o que as



ajuda a sobreviver em condições de baixa concentração de oxigénio e nutrientes. Possuem uma afinidade imensa para substrato comportando-se como oligotróficos sobrevivendo em condições de escassez de substrato. De qualquer forma parece ser a baixa razão F/M a causa predominante do bulking em águas residuais. As diferenças entre os organismos filamentosos e os formadores de flocos são resumidas na Tabela 4.4 (BITTON, 1999).

Tabela 4.4. Comparação de características fisiológicas entre organismos (BITTON, 1999).

<b>Bactérias</b>		
Característica	Formadoras de flocos	Filamentosas
a) Taxa máxima de consumo de substrato	Alta	Baixa
b) Taxa máxima de crescimento específico	Alta	Baixa
c) Taxa de degradação endógena	Alta	Baixa
d) Diminuição de <b>b)</b> devido a baixa concentração de substrato	Significante	Moderada
e) Resistência a escassez de substrato	Baixa	Alta
f) Diminuição de <b>a)</b> devido a baixo OD	Significante	Moderada
g) Capacidade de absorver matéria orgânica em excesso	Alta Sim	Baixa
h) Utilização de nitrato como aceitador de electrões	Sim	Não
i) Assimilação de fósforo		Não

## 4.2 Causas

Várias hipóteses foram formuladas sobre a ocorrência de bulking, na esperança de encontrar uma explicação geral para este problema. Infelizmente, nenhuma delas levou a uma solução definitiva. Além disso, à maioria das teorias ainda falta uma verificação experimental. No entanto, elas constituem a actual base teórica para o estudo e compreensão do bulking, sendo portanto de seguida discutidos mais detalhadamente (MARTINS *et al.*, 2004).

Apesar de diversas causas terem sido observadas e reportadas, actualmente não existe qualquer teoria final que explique o bulking em lamas activadas. O défice em oxigénio, o uso de sistemas em mistura completa e a presença de ácidos gordos voláteis ou grandes cadeias de ácidos gordos, são as causas mais comuns e indicadas para a ocorrência de bulking (KRUIT *et al.*, 2002).

Os factores que influenciam o crescimento de organismos filamentosos são os mesmos que os que influenciam o crescimento de outro tipo de microrganismos em lamas activadas (JENKINS *et al.*, 2004). Os microrganismos filamentosos são parte constituinte da microflora das lamas activadas. O seu crescimento excessivo poderá ser devido a um ou mais factores em conjunto.

#### **4.2.1 Composição da água residual**

Os resíduos enriquecidos em hidratos de carbono, como efluentes industriais de indústrias de cevada, e ainda leitárias, parecem ser responsáveis pelo aparecimento de bulking. Compostos como glucose, maltose e lactose suportam o crescimento de bactérias filamentosas (BITTON, 1999). Alguns organismos (*Thiothrix sp.*, tipo 021N, *S. natans*), são beneficiados na existência de substratos orgânicos facilmente biodegradáveis, enquanto outros (*M. parvicella*, tipo 0041) são capazes da utilização de compostos lentamente biodegradáveis (JENKINS *et al.*, 2004).

A concentração de sulfato é outro ponto a ter em conta. Existem alguns organismos capazes de utilizar o hidrogénio de sulfato como fonte de energia (oxidando-o a enxofre e depositando o enxofre como grânulos intracelulares). Os microrganismos são *Thiothrix sp.*, Tipo 021N, *Beggiatoa sp.* e Tipo 0914. Alguns destes organismos (*Thiothrix* e tipo 021N) usam, para além do sulfato, ácidos orgânicos moleculares produzidos em águas contaminadas com microrganismos, sendo assim o seu crescimento altamente encorajado pela putrefacção das águas (JENKINS *et al.*, 2004).

O nitrito e NO, ambos intermediários de desnitrificação, acumulam-se nas bactérias formadoras de flocos e não nas bactérias filamentosas. As bactérias filamentosas apenas executam a desnitrificação até à forma de nitrito, não acumulando compostos intermediários posteriores. Nestas condições as bactérias filamentosas possuem vantagens competitivas em relação às bactérias formadoras de flocos, já que podem utilizar a CQO lentamente biodegradável, sob condições aeróbias (MARTINS *et al.*, 2004).

#### **4.2.2 Concentração do substrato**

A concentração disponível de substrato é uma causa constante de bulking filamentoso. Em concentrações baixas de substrato, os organismos filamentosos possuem uma maior taxa de remoção de substrato, enquanto na presença de

elevadas concentrações de substrato são beneficiadas as bactérias formadoras de flocos (Tabela 4.4) (BITTON, 1999).

Os microrganismos filamentosos são de crescimento lento, já que possuem uma constante de afinidade de Monod bastante baixa ( $K_s$ ) e uma taxa de crescimento específico alta (MARTINS *et al.*, 2004). De acordo com a teoria da selecção cinética, em baixas concentrações de substrato, os organismos filamentosos conseguem assimilar maior quantidade de substrato quando comparados com os organismos formadores de floco. Devido ao crescimento lento das bactérias filamentosas, os tempos de retenção de sólidos elevados favorecem o seu crescimento em relação aos microrganismos formadores de flocos (LIU & LIU, 2005).

#### **4.2.3 Carga volúmica e Idade de lamas**

A relação entre os dois parâmetros difere consoante o tipo de sistema. Em sistemas de mistura completa, o aumento da carga orgânica leva à diminuição do SVI e assim a uma diminuição dos organismos filamentosos. Na existência de valores altos de carga orgânica (idade de lamas reduzidos), os organismos filamentosos são arrastados para o efluente, condicionando a qualidade do efluente final. No sistema de fluxo pistão, as bactérias benéficas para a produção de floco predominam a valores de carga volúmica de aproximadamente 0.3g/dia, em que o aumento da carga orgânica conduz ao aumento do SVI, se bem que a valores realmente altos de carga orgânica, os microrganismos filamentosos são retirados do sistema como na mistura completa (BITTON, 1999).

Na Figura 4.6 pode-se encontrar uma compilação efectuada por Richard (1989) que dá uma ideia das gamas de F/M e idade de lamas a que se encontram uma diversidade de microrganismos. Assim muitos organismos filamentosos ocorrem apenas em idades de lamas baixíssimas, onde se incluem por exemplo *S. natans*, *Thiothrix* ou tipo 021N. No entanto outro grupo de organismos revelam-se somente a elevadas idades de lamas (baixo F/M) como é o caso de *M. Parvicella* (JENKINS *et al.*, 2004).

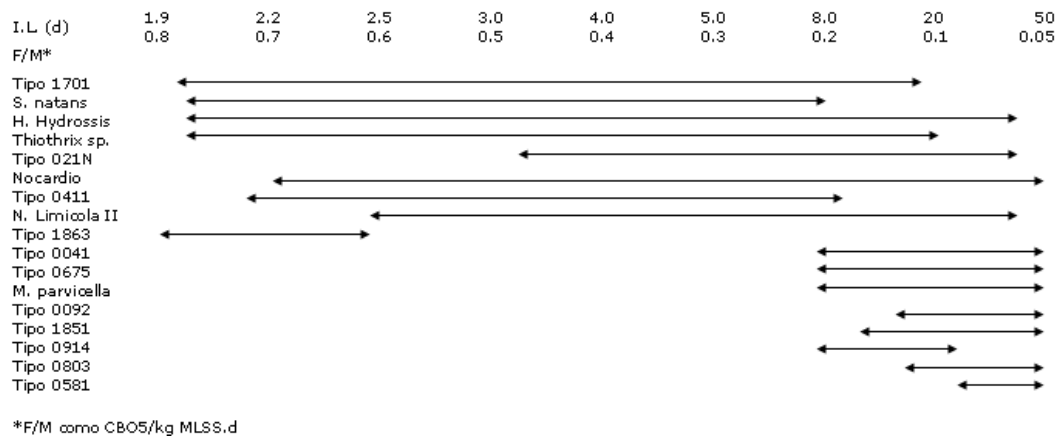


Figura 4.6. Relação de determinados organismos filamentosos com a I.L. e F/M em lamas activadas (RICHARD, 1989).

#### 4.2.4 pH

O pH pode afectar a presença de organismos filamentosos, sabendo-se que a gama ideal será de 7 a 7.5. Valores fora do intervalo irão afectar o seu funcionamento. Na presença de um pH ácido (<6) este irá favorecer o crescimento de fungos (BITTON, 1999). A presença de afluentes com gamas baixas de pH é indicativo de descargas industriais. Alguns sistemas nitrificantes de lamas activadas ao tratar baixas alcalinidades podem apresentar um pH baixo, nos quais nunca foi detectado bulking devido à presença de fungos (JENKINS *et al.*, 2004).

#### 4.2.5 Temperatura

No tanque de arejamento é já constatado que quanto maior é a temperatura e o desvio da gama usual (8 – 25° C) de temperaturas, maior é o crescimento de microrganismos filamentosos. A excepção confirma a regra já que *M. Parvicella* predomina em idades de lamas elevadas e temperaturas baixas, na gama dos 10° C (JENKINS *et al.*, 2004).

#### 4.2.6 Nível de Oxigénio dissolvido

A baixa concentração de oxigénio dissolvido é um contribuinte de peso para o crescimento de bactérias filamentosas, pois as mesmas retiram benefício desta condição devido à diminuição da taxa de consumo de substrato pelas bactérias formadoras de flocos (Tabela 4.4). O tanque de arejamento deverá ser operado em concentrações de oxigénio nunca menores a 2 mg/L, de forma a evitar a presença de organismos filamentosos, nomeadamente *Sphaerotilus natans* (BITTON, 1999).

#### 4.2.7 Déficit de nutrientes

Se a água residual possuir deficiências em nutrientes fundamentais como azoto, fósforo e ferro a ocorrência de bulking é provável, sendo um factor que muitas vezes passa despercebido, e ao qual não é dada atenção. O crescimento de *S. natans*, *Thiothrix* e do tipo 021N pode estar relacionado com défices de azoto e fósforo (BITTON, 1999).

Uma hipótese integrada foi sugerida por Chiesa e Irvine, em que sugeriram a divisão dos organismos de lamas activadas em três categorias, (1) tipo zoogloal de crescimento rápido, (2) filamentosos de crescimento lento com afinidade para o substrato e (3) filamentosos de crescimento rápido com afinidade para o oxigénio dissolvido. Na presença de altas concentrações de substrato a categoria 1 é favorecida, enquanto houver OD suficiente. A concentrações baixas de substrato, (abaixo do limite mínimo), são beneficiados os organismos da categoria 2. A categoria 3 é beneficiada quando existem condições de OD reduzido (BITTON, 1999).

O bulking pode ser causado por uma diversidade de factores incluindo características da água residual, limites da estação, e questões operacionais (Tabela 4.5).

A produção excessiva de polissacarídeos extracelulares pode ser responsável pelo bulking (BITTON, 1999).

Sistemas sobrecarregados organicamente ou de OD reduzido ( $<0,5$  mg/L), propiciam um ambiente mais favorável às bactérias filamentosas do que às, desejadas, bactérias formadoras de flocos (METCALF & EDDY, 2003).

Tabela 4.5. Factores condicionantes de bulking (METCALF & EDDY, 2003).

<b>Factor</b>	<b>Descrição</b>
Características da água residual	<p>Variação no caudal;</p> <p>Variação na composição:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- pH;</li> <li>- Temperatura;</li> <li>- Putrefacção;</li> <li>- Nutrientes;</li> <li>- Natureza do afluente.</li> </ul>
Limites de projecto	<p>Condições de arejamento limitadas;</p> <p>Pouca agitação;</p> <p>Regime alimentação – contínua ou descontínua (JENKINS et al, 2004);</p> <p>Circulação limitada (tanque e decantador);</p> <p>Desenho do decantador (armazenamento de lamas e remoção);</p> <p>Capacidade de recirculação limitada.</p>
Questões operacionais	<p>Baixo OD;</p> <p>Défice de nutrientes;</p> <p>Baixa F/M;</p> <p>CBO reduzido.</p> <p>Temperatura (JENKINS et al, 2004);</p> <p>pH (JENKINS et al., 2004).</p>

#### **4.3 Filamentosos como diagnóstico do bulking**

Uma diversidade de condições pode levar ao crescimento de organismos filamentosos, causadores de bulking filamentoso. O crescimento excessivo de microrganismos filamentosos específicos é indicativo de determinados problemas na estação, como uma razão F/M ou OD insuficientes. O crescimento excessivo de fungos é indicativo de um pH baixo no tanque de arejamento. A predominância de organismos como *Sphaerotilus natans*, tipo 021N e *Thiothrix* é indicativa de baixo OD no tanque de arejamento (BITTON, 1999). O bulking causado pelo tipo 021N é associado ao tratamento de águas residuais enriquecidas em carbono facilmente biodegradável, como açúcares simples ou ácidos orgânicos, e operadas numa razão F/M reduzida. Este tipo de bulking é também associado a deficiências em certos nutrientes (N e P) ou níveis elevados de sulfatos (RICHARD, 1989). Em temperatura baixa é favorecido o crescimento excessivo de *Miclothrix parvicella*.

Estes organismos mantêm uma taxa de crescimento elevada em relação aos formadores de flocos, em ambientes de escassez de substrato (BITTON, 1999). A Tabela 4.6 representa um guia geral que atribui a cada organismo filamentoso as condições esperadas na estação. De qualquer forma, algumas das ligações são experimentais e ainda incompletas (RICHARD, 1989). Uma abordagem a um caso geral de bulking deve passar por alguns passos (WPCF, 1990):

- Confirmação que o problema é realmente causada por filamentos.
- Identificar os filamentos em questão;
- Determinar os métodos correctivos ideais para os filamentos envolvidos:
  - Soluções a curto prazo envolvem o tratamento de sintomas (taxa de recirculação, adição de coagulantes e cloro);
  - Soluções a longo prazo envolvem o tratamento da causa (controlo de pH, adição de nutrientes, OD e F/M).

Tabela 4.6. Microrganismos filamentosos indicadores da causa por trás do bulking (RICHARD, 1989).

<b>Causa sugerida</b>	<b>Organismo filamentoso</b>
Baixo OD	<i>S. natans</i> , Tipo 1701 e <i>H. hydrossis</i>
Baixa carga orgânica (F/M)	<i>M. parvicella</i> , <i>Nocardia sp.</i> , <i>H. hydrossis</i> , Tipo 021N, 0041, 0675, 0092, 0581, 0961 e 0803.
Concentração elevada de ácidos orgânicos de baixo peso molecular (JENKINS et al, 2004)	Tipo 021N, <i>Thiothrix</i> I e II, <i>N. Limicola</i> I, II e III, Tipo 0914, tipo 0411, tipo 0961, tipo 0581, tipo 0092.
Sulfatos e águas em estado de putrefacção	<i>Thiothrix sp.</i> , <i>Beggiatoa sp.</i> , e Tipo 021N.
Défice de nutrientes (azoto ou fósforo)	<i>Thiothrix sp.</i> e Tipo 021N, 0041 e 0675.
Baixo pH	Fungos.

Não é apenas a presença de certas bactérias que pode gerar algumas ideias sobre uma boa ou má sedimentação, ou sobre as condições da estação. Neste campo entram também os organismos de maiores dimensões.

Os flagelados e pequenas ciliados livres necessitam de altas densidades de bactérias ( $10^6$  bactérias/L), pois os seus mecanismos de alimentação são ineficientes. Estes grupos aparecem durante a fase inicial da estação e em idades de lamas baixas (carga orgânica alta). Por outro lado os ciliados fixos, rotíferos e alguns invertebrados desenvolvem-se em ambientes de menor concentração de bactérias, devido a sua fixação nos flocos e alimentação através dos cílios, desenvolvendo-se então em idades de lamas elevadas correspondente a uma baixa carga orgânica. Assim um sistema de lamas activadas a correr normalmente deverá ter uma distribuição equilibrada de organismos. Uma abundância de flagelados e ciliados livres em demasia, indica uma F/M alta, enquanto altas concentrações de ciliados fixos, rotíferos e outras formas de vida de maiores dimensões, especialmente nemátodes indica uma razão F/M baixa (JENKINS *et al.*, 2004).

#### **4.4 Isolamento e identificação de filamentosos**

A identificação de organismos filamentosos em lamas activadas é fundamental para (RICHARD, 1989):

1. Confirmar que um problema de má sedimentação ou escumas se deve ao crescimento de filamentosas;
2. Comparar os filamentos responsáveis por bulking em determinada estação;
3. Relacionar o tipo de filamentos existentes com a causa possível do seu aparecimento, e solucionar uma acção de remediação;
4. Avaliar as diferenças ocorridas no crescimento das filamentosas após mudanças operacionais.
5. Disponibilizar operadores e material especializado no estudo da microbiologia de lamas activadas.

O uso do microscópio é fundamental para a observação e análise de amostras. Assim é recomendável um microscópio de nível avançado (Figura 4.7) pelo menos possuidor de objectivas de 10x e 100 x em fase de contraste, o que proporciona uma melhor observação. Na utilização de preparações a luz directa algum material biológico torna-se de difícil observação (JENKINS *et al.*, 2004). É material normalmente caro, rondando cerca de 5 mil euros, mas de uma importância extrema (RICHARD, 1989).



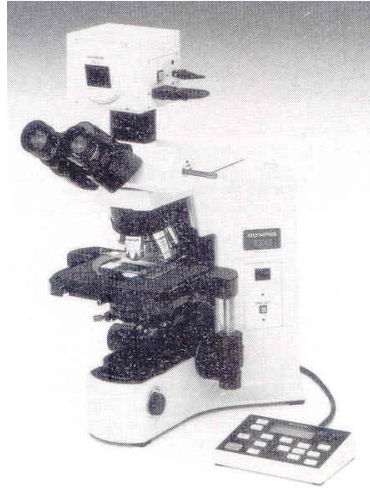


Figura 4.7. Exemplo de um modelo para observações (Olympus BX41).

A aplicação de técnicas convencionais para a identificação de microrganismos filamentosos é difícil e morosa. Existem ainda problemas quanto ao seu crescimento lento e dificuldade na obtenção de culturas puras de amostras de lamas activadas. Assim os microrganismos filamentosos são normalmente caracterizados através de uma análise microscópica (BITTON, 1999). Só um grupo restrito destas bactérias tem um nome válido do ponto de vista taxonómico como, a *Microthrix parvicella* e *Nostocoida limicola*; a maior parte delas é conhecida somente pelas suas características morfológicas, não havendo informação sobre estas no que respeita às suas características bioquímicas e genéticas, sendo insuficiente a informação que actualmente se dispõe para se proceder à sua classificação (RICHARD 1989). Para uma identificação credível, deverá ser recolhida informação sobre as características a seguir descritas (EIKELBOOM, 2000):

- Forma dos filamentos;
- Tamanho e forma das células interiores aos filamentos;
- Mobilidade;
- Presença de revestimento;
- Tamanho e diâmetro do filamento;
- Presença de grânulos;
- Coloração de células.

- Gram – O teste consiste na adição de vários reagentes, sendo os resultados obtidos, consoante a cor adquirida no final relativamente à parede celular; vermelho ou azul respectivamente, Gram negativa ou Gram positiva (Figura 4.8). A presença de bactérias Gram positivas contribui para a estrutura de um floco mais robusto (EIKELBOOM, 2000).

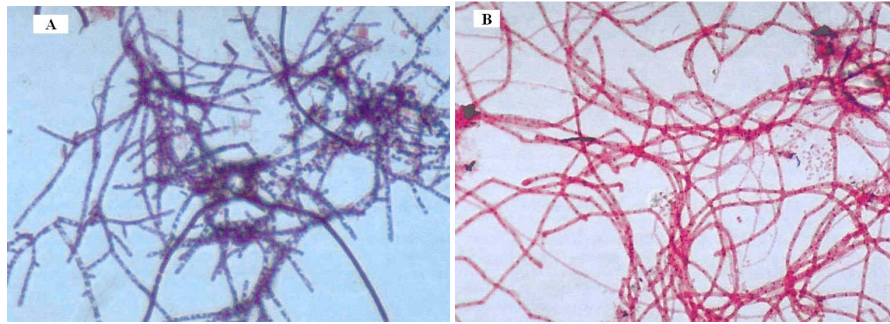


Figura 4.8. Coloração de Gram: (A) positiva, (B) negativa (EIKELBOOM, 2000).

- Neisser – Este teste representa a presença de polifosfatos armazenados nas células (Figura 4.9). Um método indispensável para a identificação de alguns tipos de bactérias filamentosas. Apresentando-se negativo quando surgem os nódulos nos filamentos a azul ou violeta, e positivo quando se apresenta a amarelo ou castanho (de difícil percepção) (EIKELBOOM, 2000).

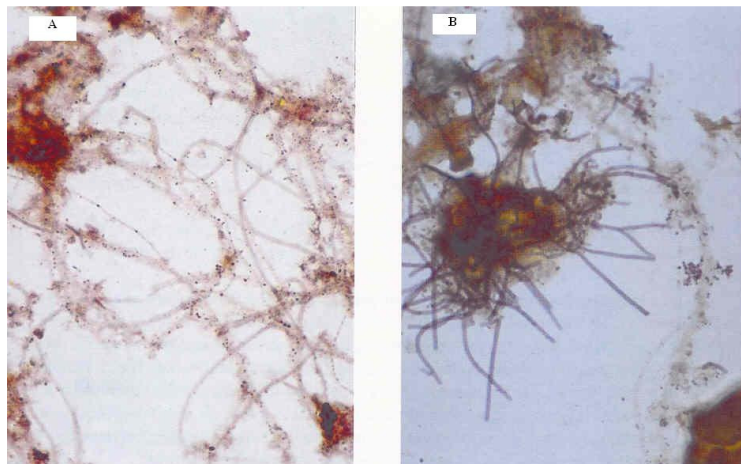


Figura 4.9. Coloração de Neisser: (A) negativo, (B) positivo (EIKELBOOM, 2000).

Pelos manuais e estudos fornecidos por Jenkins e Eikelboom foi possível gerar o método de identificação de organismos, embora possa conter algumas limitações como é o caso dos microrganismos filamentosos *S. natans*, tipo 1701, 0092 e 0961 que podem alterar a sua morfologia em resultado de mudança das condições ambientais (MARTINS *et al.*, 2004).

Pelo trabalho de David Jenkins, foi aplicada a técnica de identificação de microrganismos de Eikelboom, a amostras de lamas de 270 estações diferentes sofrendo de bulking. Neste trabalho o objectivo seria a identificação de microrganismos filamentosos que levariam aquele estado. Os microrganismos responsáveis foram identificados e designados usando o sistema de Eikelboom, sendo mostrado na Tabela 4.7 (RICHARD, 1989):

Tabela 4.7. Organismos usuais em estações com bulking nos Estados Unidos da América (JENKINS *et al.*, 2004).

Ranking	Organismos filamentosos	% de estações sofrendo de bulking que contêm o organismo
-	<i>Nocardia</i> sp.*	31
1	Tipo 1701	29
2	Tipo 021N	19
3	Tipo 0041	16
4	<i>Thiothrix</i> sp	12
5	<i>Sphaerotilus natans</i>	12
6	<i>Microthrix parvicella</i>	10
7	Tipo0092	9
8	<i>Haliscomenobacter</i>	9
9	<i>hydrossis</i>	7
10	Tipo 0675	6
11	Tipo 0803	6
12	<i>Nostocoida limícola</i>	6
13	Tipo 1851	4
14	Tipo 0961	3
15	Beggiatoa sp.	1
16	Fungos	1
17	Tipo 0914	1
	Outros	

\* *Nocardia* sp. foi o organismo filamentoso mais comum encontrado, no entanto a sua ocorrência é relacionada com o aparecimento de escumas e não de bulking.

Estudos feitos por Jenkins, Richard e Daigger (2004) com base nos testes anteriormente referidos podem conduzir a formas de simplificar a identificação dos organismos. A elaboração de chaves dicotômicas pode ser uma grande ajuda. Também Eikelboom (2000) as elaborou perante os seus trabalhos. De seguida demonstra-se uma chave dicotômica elaborada através dos estudos de Eikelboom (Figura 4.10).

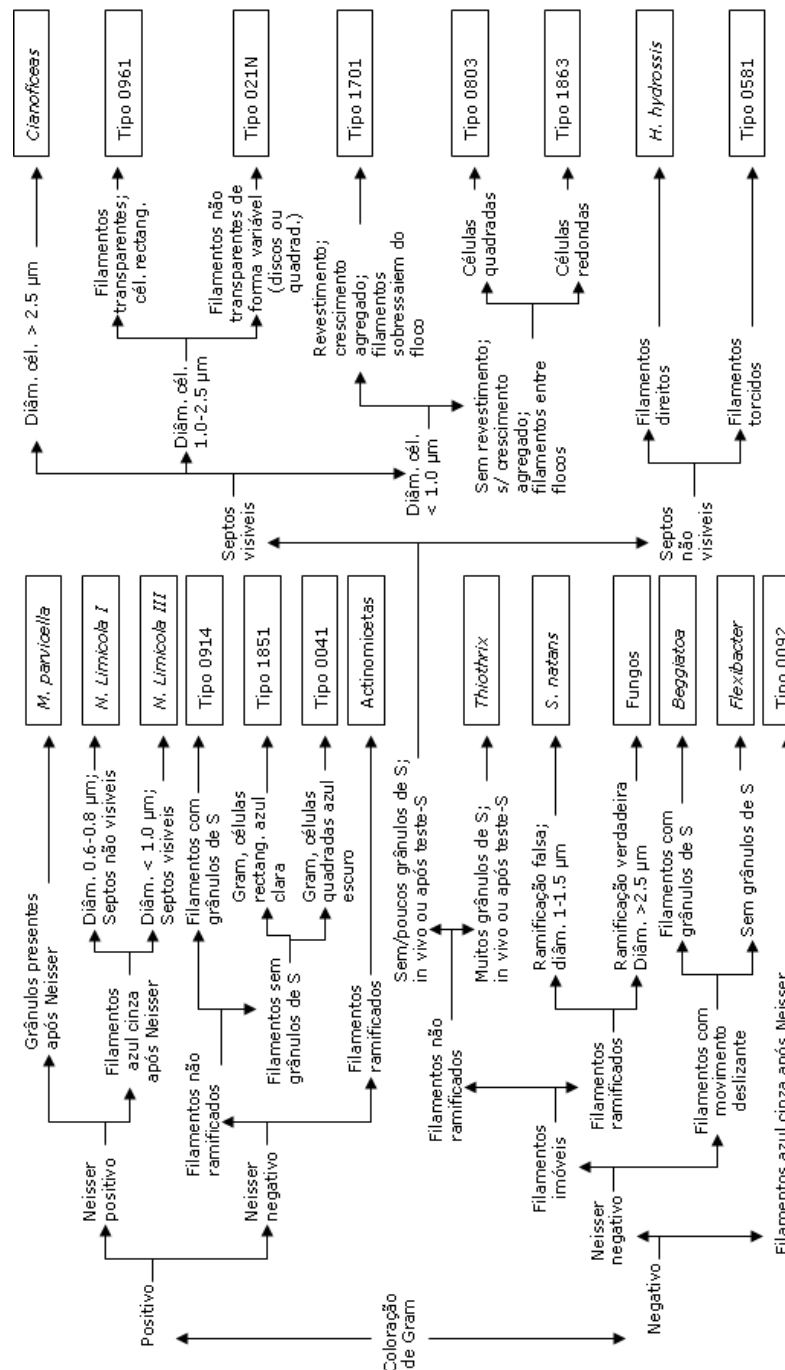


Figura 4.10. Chave dicotômica para a identificação de organismos filamentosos em lamas activadas (EIKELBOOM, 2000).

A Tabela 4.8 procura expor de uma outra forma o representado na chave dicotômica anterior. Assim nesta tabela estão apresentadas diversas características presentes consoante os microrganismos.

Tabela 4.8. Características dos microrganismos filamentosos incluídos na chave dicotômica (EIKELBOOM, 2000).

	Microscopia de fase de contraste													Microscopia à luz					
	Ramificações	Movimento	Forma do filamento		Comprimento do filamento < 200 µm	Crescimento agregado	Revestimento presente	Divisão por septos	Diâmetro das células			Forma quadrangular	Forma arredondada	Grânulos de Enxofre		Coloração de Gram		Coloração de Neisser	
			Direito	Torcido					< 1.0 µm	1.0 – 2.5 µm	> 2.5 µm			In vivo	Após teste de enxofre	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
Actinomiceta	+			+	+				+			∞	∞			+		±	+
Beggiatoa		+	+		±				+	+	+	∞	∞	+			+		+
Cianofíceas			+				±	+			+	+	+			+	+		+
H. hidrossis			+		+		+		+			∞	∞				+		+
Flexibacter		+	+		+			±	+			∞	∞				+	+6)	+
M. parvicella				+	+				+			∞	∞			+		+7)	
N. limicola I				+	±			±	+				+			+		+7)	
N. limicola III				+	±			+	+	+			+			+	9)		9)
Fungos	+		+					+		+	+	+				4)	4)		+
S. natans	+ 1)		+			±	+	+		+			+				+		+
Thiothrix	2)		+		±		±	+3)	+	+		+	+	±	+		+	+7)	+
Tipo 0041			+		±	+	+	+	+	+		+				+			+
Tipo 0092			+		+				+			∞	∞				+		
Tipo 021N			+		±			+	±	+		+	+		±8)		+		+
Tipo 0581				+	+				+			∞	∞				+		+
Tipo 0803			+		+			+	+			+				±	+		+
Tipo 0914			+		+			+3)	+			+		+		+			+
Tipo 0961			+					+		+		+					+		+
Tipo 1701			+		+	+	+	+	+				+				+		+
Tipo 1851			+		±	+	+		+			∞	∞					+5)	+
Tipo 1863				+	+			+	+				+				+		+

± = às vezes; ∞ = a forma não pode ser identificada por fase de contraste; 1) Ramificação falsa; 2) Por vezes com saliências; 3) Células distinguidas após remoção dos glóbulos de S; 4) Fungos não sofrem coloração por este método; 5) azul claro; 6) grânulos; 7) filamentos azul-escuro; 8) grânulos pequenos; 9) Espécies de colorações Gram e Neisser negativa, existentes.

Para melhor compreensão de alguns parâmetros da Tabela 4.8, são de seguida demonstrados alguns exemplos de Figuras (4.11 a 4.16).

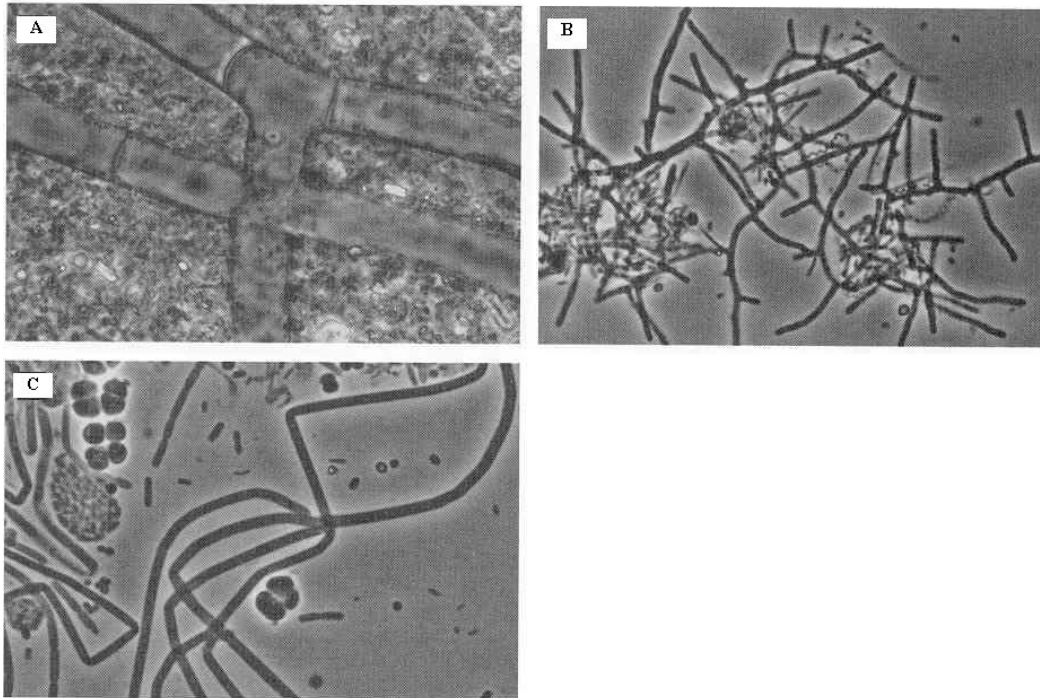


Figura 4.11. Micrografia em fase de contraste de filamentosos: A) e B) ramificações verdadeiras (fungos e nocardio), C) ramificação falsa (*Sphaerotilus natans*) (JENKINS *et al.*, 2004).

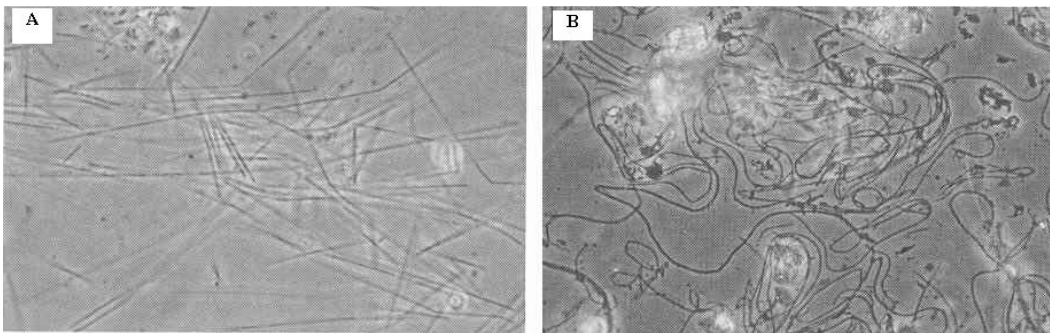


Figura 4.12. Exemplos de A) filamentos direitos, B) filamentos torcidos (JENKINS *et al.*, 2004).

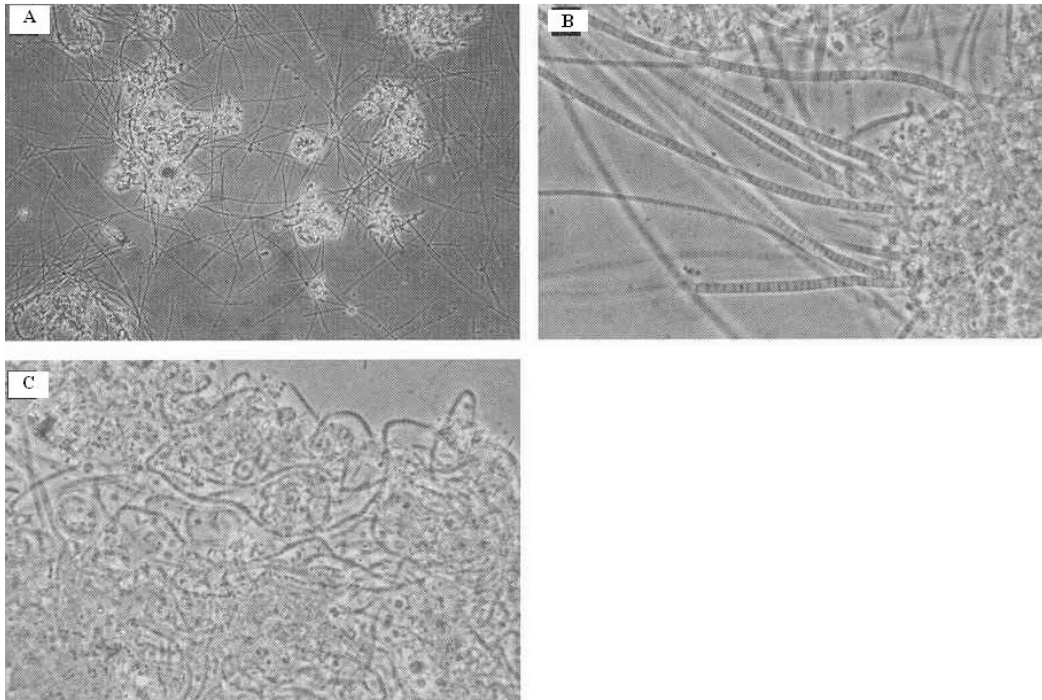


Figura 4.13. Micrografia representando a localização dos microrganismos filamentosos A) dispersos (livres), B) extensões a partir do floco e C) dentro do floco (JENKINS *et al.*, 2004).

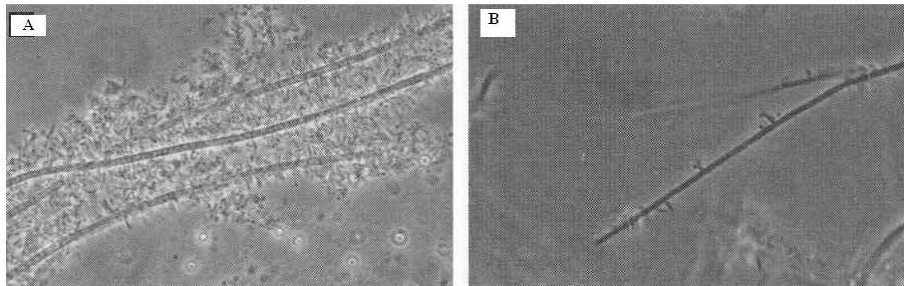


Figura 4.14. Crescimento agregado: A) excessivo, B) casual (JENKINS *et al.*, 2004).

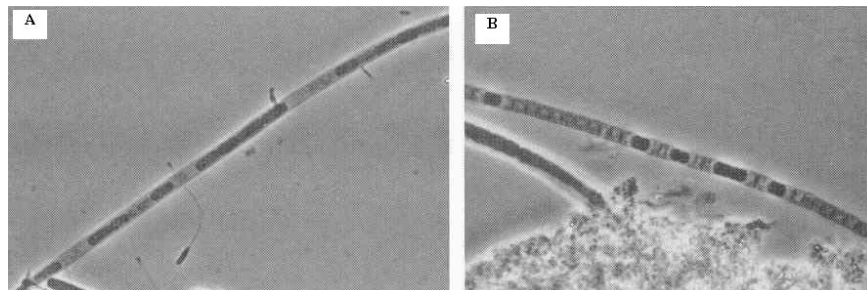


Figura 4.15. Micrografia evidenciando o revestimento: A) existente em *Sphaerotilus natans* e B) células vazias do tipo 021N (JENKINS *et al.*, 2004).



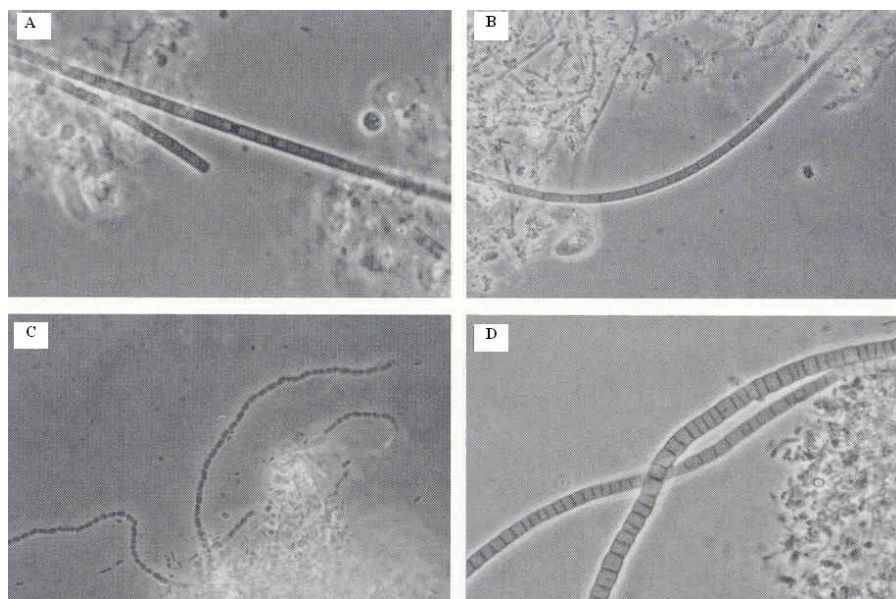


Figura 4.16. Exemplos da forma das células dos microrganismos filamentosos: A) quadrada, B) rectangular, C) oval e D) discoidal (JENKINS *et al.*, 2004).

Uma forma promissora de identificação de organismos, nomeadamente os filamentosos é a hibridização in situ por fluorescência (FISH). Esta técnica consiste na preparação de um gene complementar de uma única porção de RNA de determinada molécula. Após a preparação desse mesmo gene, a este é aplicada uma molécula fluorescente, quando iluminado por UV. Assim quando o gene é mergulhado na amostra, apenas se fixa na molécula ao qual é complementar, sendo observado depois ao microscópio com iluminação UV (Figura 4.17) (JENKINS *et al.*, 2004). Este processo no entanto ainda possui um vasto campo de investigação já que de um total de cerca de 80 tipos de bactérias filamentosas, apenas 20 podem ser identificadas com a introdução de amostras de genes (MARTINS *et al.*, 2004).



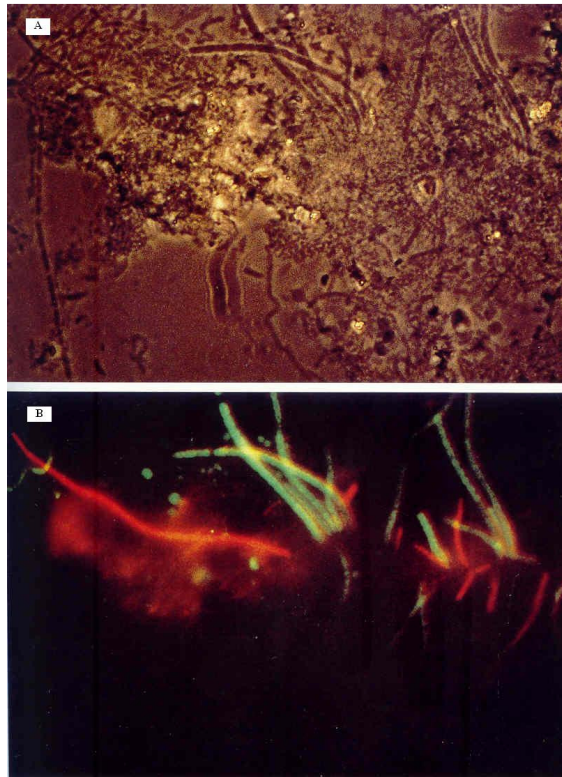


Figura 4.17. *Thiothrix* sp. e tipo 021N em lamas activadas são notórias com a introdução de determinados oligonucleotidos. A) Micrografia em contraste de fase e B) Micrografia epifluorescente (células de *Thiothrix* a verde e tipo 021 N a vermelho (BITTON, 1999).

O uso da microscopia convencional de lamas activadas é referenciado como um uso diário a efectuar, enquanto o recurso ao FISH deverá apenas ser na clarificação de determinadas questões. De seguida são dados alguns aspectos a ter em conta quanto aos dois mecanismos de observação e identificação (MULLER *et al.*, 2007):

1. A análise por microscopia convencional é e será uma monitorização fundamental, fornecendo informações sobre as lamas, as condições de operação e a detecção de filamentosos. O seu uso é simples mesmo para quem tenha apenas a experiência básica de laboratório. Requer material microscópico relativamente simples com fase de contraste, rondando valores de aproximadamente 5 mil euros.
2. A hibridização in situ por fluorescência (FISH) é a única ferramenta capaz de fornecer identificações taxonómicas de confiança. O método necessita de um vasto conhecimento em taxonomia de forma a escolher as amostras de oligonucleótidos a utilizar. A sua utilização deve ser feita por pessoal especializado, e em alguns testes, como na detecção de bactérias Gram

positivas, devem ser executados alguns pré-tratamentos. O seu valor excede por alto o da microscopia convencional, em que para a utilização de 15 amostras fluorescentes o valor ronda acima dos 15 mil euros. A utilização deste equipamento recomenda-se apenas a grandes estações com intensa actividade biológica.

#### Amostragem e análises

As amostras para identificação de organismos deverão ser retiradas do efluente final no tanque de arejamento, ou da ligação entre este e o decantador secundário. Pode também ser retirada do canal de recirculação de lamas, tudo em pontos de boa mistura. É importante a amostra ser recolhida abaixo da superfície de forma a não levar escumas (RICHARD, 1989).

A frequência e análise de amostras dependem das circunstâncias em que se encontra a ETAR. Uma observação diária será necessária durante períodos críticos (ocorrência de bulking, cloragem da recirculação e períodos operacionais experimentais). Por rotina, uma caracterização pelo período estabelecido de idade de lamas. O uso de amostras semanais a mensais ou conforme a época deverão ser feitas exteriormente num laboratório. Assim a frequência de análises executadas deverá ter em conta, a severidade dos problemas, a necessidade de um historial da estação e o orçamento disponível (JENKINS *et al.*, 2004)

A análise de amostras deverá ser o quanto antes, após a recolha. Para intervalos de tempo mais longos, as amostras deverão ser armazenadas a 4º C e o seu transporte em frascos de plástico, evitando o vidro. O enchimento deverá ser apenas até metade do recipiente evitando que as amostras fiquem contaminadas. Amostras de baixas cargas orgânicas (F/M reduzido) mantêm as suas características por mais tempo ao invés do que se passa em ETAR com razão F/M alta (JENKINS *et al.*, 2004).

#### **4.5 Microbiologia**

Os filamentos são referenciados como “coluna dorsal” da estrutura do floco, permitindo a formação de flocos maiores e mais consistentes. A presença de alguns filamentos serve também para captar e reter partículas durante a sedimentação, conduzindo a uma menor turvação no efluente. Apenas quando existe o crescimento em demasia de organismos filamentosos ( $10^7 \mu\text{m}$  de filamentos por mL

de lamas activadas) é que existe um conflito com a sedimentação e a compactação de lamas (RICHARD, 1989).

Em estudos antigos houve sempre falhas de identificação de organismos devido a falta de formas de identificação. Sabe-se agora que aproximadamente 20 espécies de diferentes organismos filamentosos levam a diferentes estados de bulking.

Uma outra forma de distinção consiste em dividir a microbiologia filamentosa em quatro grupos principais (KAPELLER e BRODMANN, 1995):

- Bulking aeróbio (*Sphaerotilus natans*, tipo 021N,...);
- Escumas devido a Actinomicetas (ex. *Nocardia* sp.);
- Bulking e escumas devidos a baixo F/M (*Microthrix parvicella*, tipo 0092, tipo 0041,...);
- Bulking devido a bactérias oxidificantes de sulfatos (*Thiothrix*, *Beggiatoa*, casualmente tipo 021N,...).

As bactérias filamentosas são organismos unicelulares que se multiplicam por cissiparidade, mas cujas células-filhas se mantêm vizinhas, resultando na formação de uma cadeia ou filamento. Podem ou não ser envolvidas por uma bainha, mas mesmo no caso dos septos celulares serem invisíveis ao microscópio óptico, sabe-se que as células constituintes dos filamentos estão separadas e que os septos existem. Por outro lado, o crescimento sob a forma de filamentos não é uma resposta a determinadas condições ambientais, mas antes uma característica intrínseca de determinadas espécies (NICOLAU et al., 2002). Bactérias filamentosas como *Beggiatoa* e *Thiothrix* têm um bom crescimento em ambientes de sulfato de hidrogénio e de escassez de substrato, conduzindo à contaminação de águas residuais. Quando o caudal afluyente contém produtos de fermentação como ácidos gordos voláteis ou compostos de enxofre (sulfato e tiosulfato) a presença de *Thiothrix* pode ser uma constante e a sua proliferação possível. A pré-cloragem das águas residuais foi já usada para prevenir o seu crescimento (METCALF & EDDY, 2003).

São de seguida descritas as causas e consequências dos organismos filamentosos de maior contributo para o fenómeno do bulking. Contributos de M. Richard (1989) e D. Jenkins (2004) são esclarecedores na fisionomia dos mesmos organismos, por eles analisados.

#### 4.5.1 *Sphaerotilus natans* e Tipo 1701

O tipo 1701 é o organismo mais comum nos casos de bulking, representando aproximadamente 30% de ocorrências nas amostras de 270 estações (Tabela 4.7), sendo um organismo de características similares a *S. Natans* (Figura 4.18). Este tipo pode ser encontrado em estações de tratamento de afluentes industriais ou domésticos, sendo a sua presença normal devido a existência de compostos de carbono rapidamente degradáveis, usualmente de preparação de carnes e leitarias. O seu crescimento é rápido na presença de hidratos de carbono e ácidos orgânicos, usando amônia como fonte de azoto. É uma espécie estritamente aeróbia, se bem que, o seu crescimento se pode verificar a concentrações de oxigénio quase deficientes, mas por outro lado não prolifera em ambiente anaeróbio. Geralmente o uso de uma concentração de 2.0 mg/L deve conter o crescimento destes organismos.

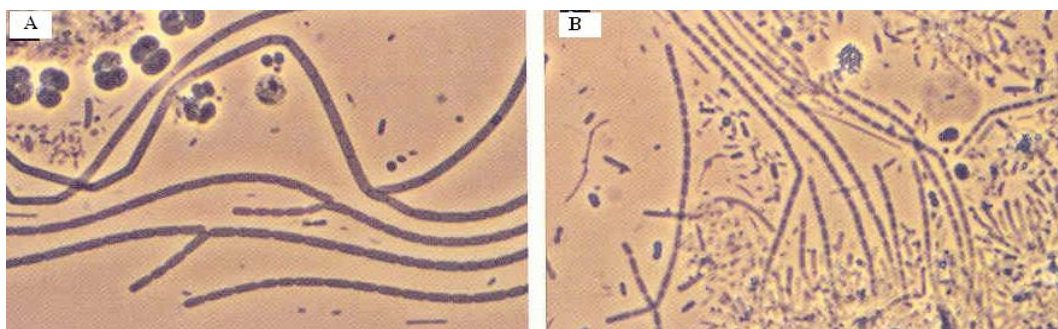


Figura 4.18. Micrografia de fase de contraste de: A) *S. natans* e B) tipo 1701 (JENKINS *et al.*, 2004).

Outra das formas de remediação para estas bactérias será pelo controlo da razão F/M, ou pela adição de cloro na recirculação embora, este processo permita a permanência de cápsulas e revestimentos dos organismos, contribuindo para uma má sedimentação.

Como ponto final é de referir que embora a identificação do *S. natans* seja relativamente fácil, a do tipo 1701 não, já que a estrutura é semelhante a de outros organismos. Isto pode constituir um grave problema pois a má interpretação da identidade dos organismos pode levar a uma solução contrária à necessária, como o aumento da taxa de carga orgânica (RICHARD, 1989).

#### 4.5.2 Tipo 021N, *Thiothrix* sp. e *Beggiatoa*

Estes organismos são inseridos no mesmo grupo devido a características morfológicas similares, propriedades na oxidação do sulfato e ainda nas causas da sua proliferação. O tipo 021N, *Thiothrix* sp. e *Beggiatoa* (Figura 4.19) podem crescer de forma heterotrófica, mas podem também captar a energia para o seu crescimento pela oxidação de material inorgânico e compostos de enxofre, como  $H_2S$ . Assim a presença de compostos de enxofre na água residual poderá dar a estes organismos uma vantagem contra os competidores directos estritamente heterotróficos (formadores de flocos) (Figura 4.20). A *Beggiatoa* funciona ainda como organismo indicador de compostos de enxofre (EIKELBOOM, 2000). O tipo 021N e *Thiothrix* são dois dos microrganismos mais comuns em casos de bulking. O tipo 021N para além de ser o segundo tipo de filamentoso mais encontrado em estações de bulking nos EUA, é também o que causa as condições de bulking mais severas. Normalmente na presença deste tipo, podemos contar com um SVI na ordem dos 500 mL/g. Isto deve-se a estrutura comprida e robusta do microrganismo, e a sua habilidade para um crescimento rápido.

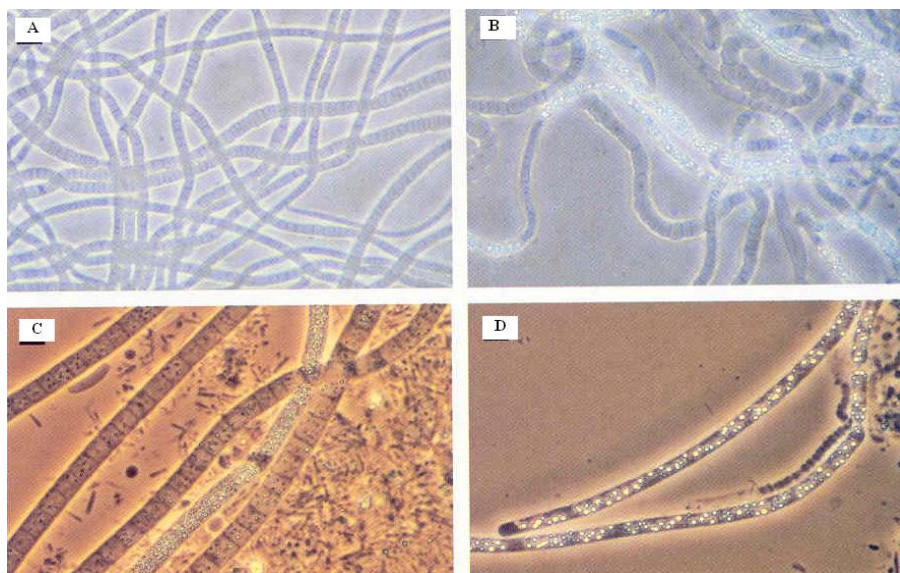


Figura 4.19. Micrografia de fase de contraste de: A) tipo 021N, B) tipo 021N com grânulos de enxofre, C) *Beggiatoa* sp. e D) *Beggiatoa* sp. com grânulos de enxofre (JENKINS *et al.*, 2004).



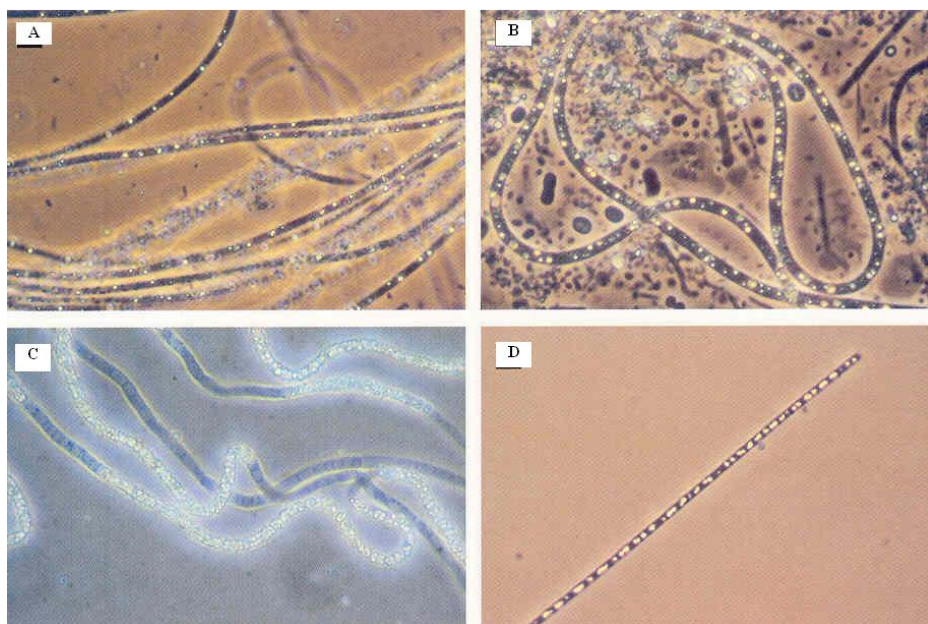


Figura 4.20. Micrografia de fase de contraste destaca grânulos de enxofre em: A) *Thiothrix* sp., B) *Beggiatoa* sp., C) tipo 021N e D) tipo 0914 (JENKINS *et al.*, 2004).

O seu aparecimento dever-se-á a um ou vários factores em conjunto, como: águas em putrefacção ou efluentes contendo sulfatos ou ácidos orgânicos, o tratamento de deficiências em azoto em afluentes industriais, a operação da estação a F/M reduzido, quando o afluente contém grandes quantidades de açúcares simples ou ácidos orgânicos. A proveniência das indústrias poderá ser entre outras as de preparação de peixe, petroquímicas ou papel.

Uma forma para identificar a sua causa prende-se com a observação de grânulos de enxofre no interior das células, na sua presença, a existência de contaminantes deve ser avaliada, senão outra causa deverá ser pensada. As formas de remediação dependem da causa do aparecimento de bulking, assim, no caso de águas deterioradas e problemas com sulfatos, o pré-arejamento ou pré cloragem deve ser efectuada. Na deficiência de azoto, esta deve ser corrigida, enquanto a razão correcta de F/M deverá ser aplicada (RICHARD, 1989). O uso de selectores anoxico ou anaeróbio é uma boa e forte hipótese (MARTINS *et al.*, 2004; GUIDA *et al.*, 2002).

#### 4.5.3 *Microthrix parvicella* e tipo 0092

A *Microthrix parvicella* e o tipo 0092 são analisados em conjunto devido às causas da sua ocorrência serem similares e pela normal ocorrência em conjunto. A sua identificação é relativamente fácil devido às propriedades únicas de coloração. Estes microrganismos conduzem a uma má sedimentação já que produzem uma estrutura de floco difusa. No caso da *M. parvicella*, esta é uma bactéria filamentosa bastante ocorrente preferencialmente em ambientes mais frios. Pelo aparecimento destes organismos e a sua interferência na sedimentação os valores de SVI aumentam mas não mais que 300 mL/g. Estão ambos associados normalmente a afluentes domésticos, embora a *M. parvicella* tenha sido reportada em afluentes de matadouros, leiteiras e farmacêuticos.

Para a ocorrência de *M. parvicella* são apontadas algumas causas como:

1. Razão F/M baixa na ordem dos 0.05-0.2 (idade de lamas alta);
2. Grandes quantidades de gordura e óleo;
3. Temperaturas baixas.

Assim o seu aparecimento é mais intensificado no inverno, tal como nos sistemas que dependem de decantador primário e tendem a conter mais gorduras.

O tipo 0092 é associado com razões F/M bastante baixas (idade de lamas elevadas), comuns em valas de oxidação e sistemas de arejamento prolongado.

O controlo destes microrganismos pode ser efectuado pela redução da idade de lamas e o aumento de valores de F/M, aumentando a purga de lamas em excesso. Um outro controlo possível para *M. parvicella* é o controlo mais rigoroso da entrada de óleos e gorduras do afluente. Pode também ser utilizada a cloragem na recirculação de lamas embora seja necessária uma grande quantidade de cloro que irá despoletar uma quantidade elevada de sólidos suspensos e consequentemente quantidades de CBO no efluente. O uso de um selector é também uma solução eficaz (RICHARD, 1989).

A *M. parvicella*, (Figura 4.21) pode ter uma alta capacidade de armazenamento em todas as condições ambientais (aeróbia, anóxica e anaeróbia). O material armazenado pode ser metabolizado para a criação de energia ou produção de proteína durante períodos de escassez de substrato, o que representa uma forte vantagem competitiva para estes microrganismos em concorrência com outros filamentosos e bactérias não filamentosas (MARTINS *et al.*, 2004).

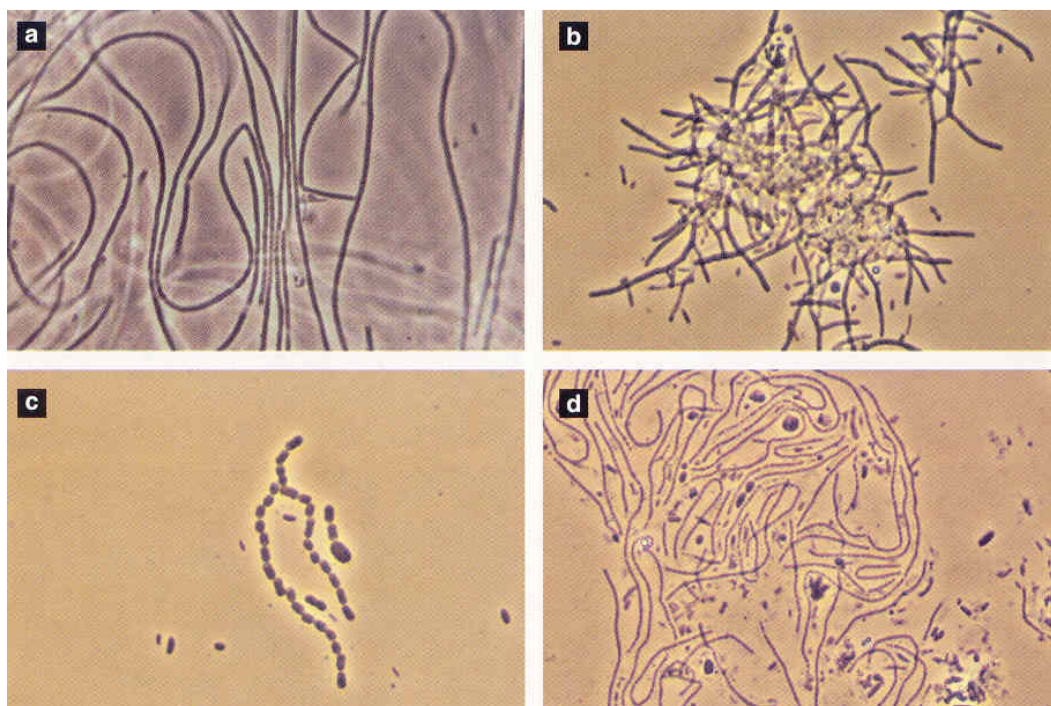


Figura 4.21. Micrografia de fase de contraste de: A) *M. parvicella*, B) Nocardio C) tipo 1863 e D) tipo 0211 (JENKINS *et al.*, 2004).

Foi executado um estudo por D. Mamais *et al.*, (1998) onde foram inoculadas grandes quantidades de *M. parvicella* em sistemas de remoção de fósforo e azoto de lamas activadas, utilizando selectores anóxicos e anaeróbios. O fornecimento de ar foi controlado para manter uma concentração de oxigénio dissolvido de aproximadamente 4,0 mg/L de forma a prevenir o crescimento de filamentosos por baixo OD e por forma a assegurar que não haveria limitações de OD para *M. parvicella*. Foi concluído por Mamais *et al.*, que estes mesmos selectores podem não conduzir a um controlo eficiente de *M. parvicella* pois o microrganismo pode efectuar a desnitrificação e assimilar substrato solúvel anaerobiamente a taxas comparáveis aos formadores de flocos, ou ainda pela sua preferência por cadeias longas de ácidos gordos (CQO) que são hidrolisáveis lentamente e não são removidos no selector. A presença de temperaturas baixas pode ainda favorecer o crescimento de *M. parvicella* (MAMAIIS *et al.*, 1998; NOUTSOPOULOS *et al.*, 2002). A melhor forma de controlo do organismo passa pela adopção de reactores em fluxo pistão graças as seguintes vantagens: utilização da maior capacidade de absorção dos organismos formadores de flocos para uma maior remoção de CQO biodegradável lentamente e evitar a dispersão de produtos solúveis resultantes da hidrólise de material coloidal (MAMAIIS *et al.*, 1998).



A introdução de um sistema em fluxo pistão é uma forma eficaz de prevenção de *Microthrix parvicella* pois o gradiente de concentração imposto à CQO através do sistema, proporciona uma vantagem selectiva para as bactérias formadoras de floco de forma a remover estas fracções de CQO, limitando assim o crescimento de *M. parvicella*, a qual tem o seu crescimento baseado principalmente na CQO e nos produtos da sua hidrólise (NOUTSOPOULOS *et al.*, 2002).

#### 4.5.4 Tipos 0041 e 0675

Os tipos 0041 e 0675 (Figura 4.22) representam em conjunto 25% dos casos de bulking nos Estados Unidos, sendo bastante similares na maioria das propriedades. Normalmente o tipo 0041 é dos mais representados em sistemas em bulking, observado em pequenas concentrações em 50% dos casos. Este será um dos microrganismos filamentosos que, como referido atrás, em baixas concentrações funciona como base, ou "coluna dorsal" para a formação de flocos maiores e mais consistentes. Apenas quando existe em altas concentrações se verifica interferência na sedimentação de partículas, normalmente, em qualquer dos tipos, formando uma estrutura de floco aberta.

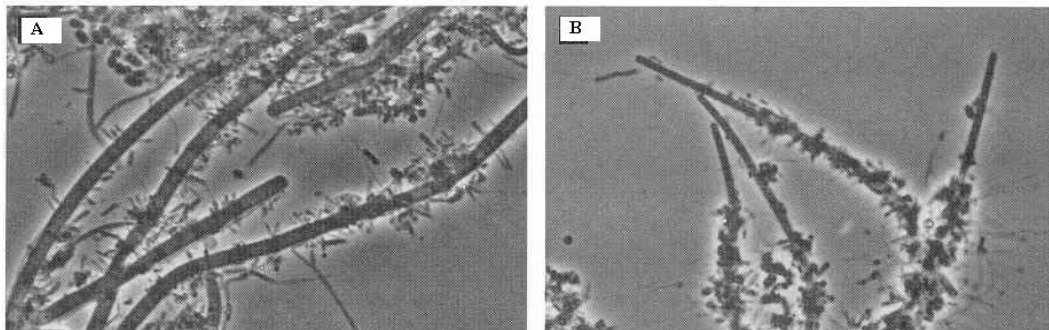


Figura 4.22. Micrografia de fase de contraste de: A) tipo 0041 e B) tipo 0675 (JENKINS *et al.*, 2004).

O tipo 0041 poderá ser confundido com o 021N, de qualquer forma o primeiro apresenta um revestimento ao invés do 021N. O tipo 0675 poderá ser confundido com o tipo 0914 ou *Thiothrix*, no entanto estes possuem grânulos de enxofre intracelulares.

A presença de bulking devido a estes dois organismos verifica-se apenas em sistemas com idades de lamas elevadas (10-40) e correspondente F/M baixa (0.02-0.20). O aparecimento em afluentes industriais relaciona-se com a deficiência em nutrientes, sendo uma hipótese não muito documentada. As indústrias

contribuidoras para a sua proliferação são as de papel ou comida, contendo hidratos de carbono ou açúcares de fácil degradação.

O controlo destes organismos é usualmente pelo ajuste da razão F/M, pelo aumento de extracção de lamas, pela mudança de sistema de mistura completa para fluxo pistão, ou o uso de um selector. A utilização da cloragem na recirculação também é uma hipótese, embora a redução do SVI após a cloragem demore, pelo menos até a retirada das cápsulas e revestimentos vazios dos microrganismos.

#### 4.5.5 Outros microrganismos

Alguns filamentosos são observados menos regularmente, embora também possam provocar problemas na sedimentação. Neste grupo podem-se incluir filamentosos como *Haliscomenobacter hydrossis*, *Nostocoida limicola* (Figura 4.23), fungos, e os tipos 0803, 1851, 0961, 1863. O tipo 1851 (Figura 4.24) é provavelmente o mais significativo, ocorrendo em 15% dos casos de bulking no Colorado. Este ocorre a F/M baixo, e estações de menores dimensões em áreas rurais.

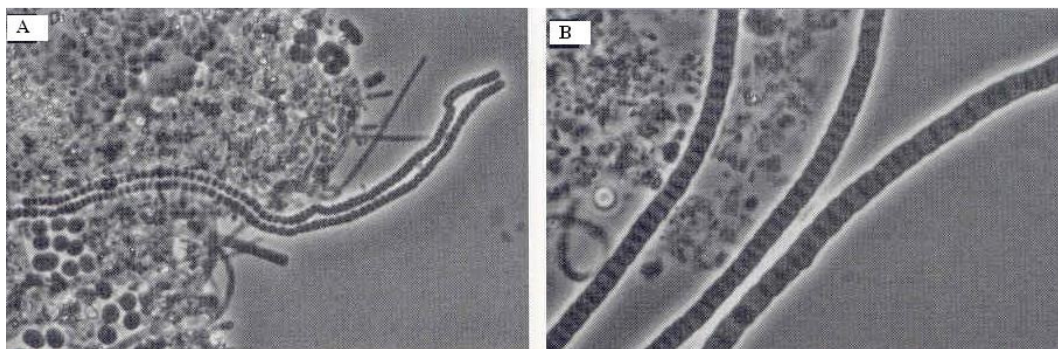


Figura 4.23. Micrografia de fase de contraste de: A) *Nostocoida limicola* I e B) *N. Limicola* III (JENKINS *et al.*, 2004).



Figura 4.24. Tipo 1851 (EIKELBOOM, 2000).

Outros organismos filamentosos são encontrados ocasionalmente como os tipos 0211, 0411, 1852, *Flexibacter* e *Bacillus* (Figura 4.21 e 4.25). Estes organismos não causam problemas de sedimentação, no entanto causam um crescimento disperso resultando num efluente turvo. Este problema deve-se normalmente a elevadas cargas orgânicas (F/M alto) e temperaturas elevadas, sendo muitas vezes o problema remediado pela adição de polímeros. A maioria destes organismos estão associados a baixas razões F/M e no caso de fungos devido ao pH.

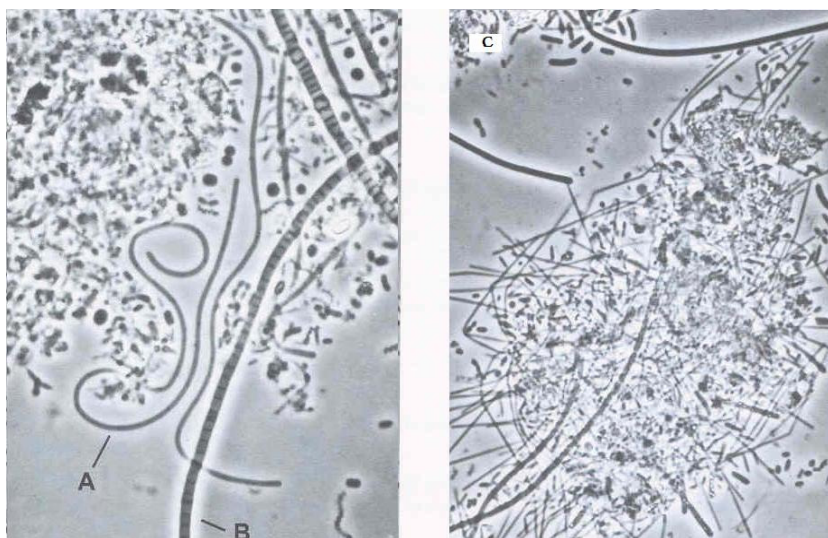


Figura 4.25. A) *Flexibacter*, B) tipo 021N e C) *H. hydrossis* (EIKELBOOM, 2000).

#### **4.6 Controlo/ Remediação**

No trabalho de Kruit *et al* (2002), é demonstrada a fórmula de modo a evitar a ocorrência de fenómenos de bulking, mantendo o SVI  $<120\text{mL/g}$ . Isto pode ser atingido pela implementação de um reactor extra num esquema anóxico/aeróbio, mantendo uma concentração de OD elevada ( $>1,5\text{ mg/L}$ ) e proporcionando uma concentração mínima de amónia no reactor aeróbio.

No controlo de bulking, onde existe uma grande variedade de causas possíveis, deve ser feita uma vistoria de diversos factores. São recomendados os seguintes: características da água residual, oxigénio dissolvido, carga orgânica no processo, recirculação e extracção de lamas, sobrecarga da estação, e funcionamento do decantador. Um dos primeiros passos a tomar, após a mudança de alguma propriedade visível nas lamas, passa por observar uma amostra ao microscópio de forma a identificar os organismos e tipos de estruturas envolventes no problema de sedimentação. Será necessária uma observação numa ampliação a 1000x em imersão de óleo para uma boa visibilidade dos flocos e filamentos (METCALF & EDDY, 2003).

##### Características da água residual

É sabido que existem descargas contínuas ou intermitentes de afluentes industriais, pelo que devem ser medidas as características da água assim como as dos nutrientes, nomeadamente do fósforo e do azoto, pois um défice destes leva a formação de bulking. A deficiência em nutrientes é um problema clássico dos afluentes industriais que contêm altas cargas de CBO carbonáceo.

##### Concentração de OD

As limitações de oxigénio dissolvido são das causas mais frequentes de bulking. Se o problema for realmente este, poderá ser confirmado levando o equipamento de arejamento a funcionar a toda a sua capacidade, ou diminuindo o tempo de retenção de sólidos, se possível, de maneira a diminuir as necessidades de oxigénio. O equipamento de arejamento deverá no mínimo poder fornecer e manter uma concentração de oxigénio de  $2\text{ mg/L}$ . Se isto não for possível, o equipamento deverá sofrer um melhoramento ou troca.

##### Carga orgânica/ Configuração do reactor

O tempo de retenção de sólidos deverá ser verificado de forma a assegurar que se situa em valores aceitáveis. Em diversos casos, sistemas de mistura completa com SRT's elevados, e precedentemente baixos rácios de F/M, conduzem ao crescimento

de filamentos. Neste ambiente os microrganismos filamentosos são mais competitivos pelo substrato. Assim, são preferencialmente usados reactores em série com diversos tipos de condicionamento (aeróbio, anóxico ou anaeróbio) de forma a complementar ou substituir o uso de sistemas em mistura completa.

Valores de carga orgânica alta são reportados como medida suficiente para controlo de filamentosos, nomeadamente o tipo 021N (GUIDA *et al.*, 2002).

A presença de compostos facilmente biodegradáveis, provenientes de indústrias do sector alimentar, normalmente conduzem a problemas de bulking. Matsché *et al.* (2002), descreve uma forma inovadora utilizada numa estação na Áustria, recorrentemente receptora de águas industriais. As lamas em excesso do tratamento urbano são postas em contacto com o caudal industrial num tanque de contacto separado. Neste tanque o material facilmente degradável é consumido pelas lamas biológicas, que são posteriormente secas mecanicamente e levadas para um digestor. As águas escorrentes da secagem são reconduzidas agora ao tanque de arejamento sem perigo da ocorrência de bulking. Este estudo foi corroborado pelo estudo de Wandl *et al.* (2004).

#### Manuseamento do Decantador

O método de operação do decantador, pode também afectar as propriedades de sedimentação da lama. Uma fraca sedimentação é frequentemente um problema em decantadores circulares com a alimentação do licor misto feita no centro, e a retirada de lamas directamente por baixo. As lamas poderão ser retidas no tanque por diversas horas e não os 30 minutos desejados o que origina condições de putrefacção localizadas.

A utilização de decantadores em série é uma das possibilidades. Um estudo realizado por Y. Kim *et al.* (1998) procurou demonstrar se a reacção em série de decantadores reduziria o SVI em comparação com um processo de controlo com decantadores operados em paralelo (Figura 4.26). O primeiro tanque foi designado como tanque de compactação, recebendo o efluente do tanque de arejamento, sendo a fonte de toda a recirculação de caudal. Por outro lado o segundo decantador foi designado como clarificador recebendo o sobrenadante do tanque de compactação.

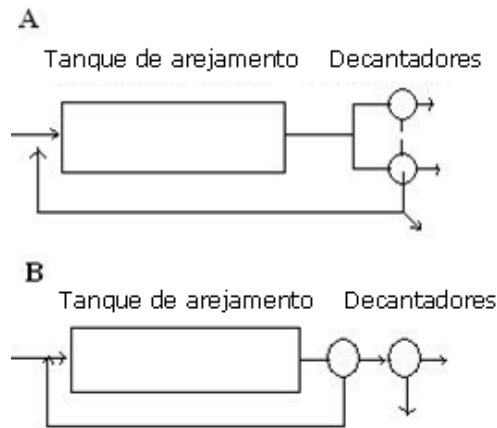


Figura 4.26. Configuração de decantadores: A – em paralelo; B – em série (KIM *et al.*, 1998).

Assim em resultados experimentais, a escala laboratorial, no início da operação o SVI encontrava-se em 60 a 80 mL/g em ambas as configurações. Após oito dias o SVI começou a aumentar rapidamente na configuração de decantadores em paralelo e ao final de vinte dias os valores médios de SVI eram de 163 mL/g e 116 mL/g para as configurações em paralelo e em série, respectivamente. Ao final de quase 40 dias, o licor misto dos tanques de arejamento foram trocados para a configuração oposta. Ao final de poucos dias após a troca, os valores de SVI no esquema em paralelo, originariamente da configuração em série, aumentou rapidamente de 130 mL/g para 350 mL/g. A experiência demonstrou claramente a hipótese de uma escolha selectiva dos decantadores por parte dos microrganismos.

#### Medidas controlo temporário

Numa situação de emergência ou enquanto os parâmetros atrás referidos são investigados, o recurso a cloro ou peróxido de hidrogénio pode ser efectuado, de forma a remediar os efeitos do bulking temporariamente. Apesar do cloro ser eficaz contra os microrganismos filamentosos, normalmente resulta na produção de um efluente turvo, até a extracção de todos os filamentosos. De notar que o uso de cloro em águas carregadas de matéria orgânica, potencia a formação de tri-halometanos e outros compostos de risco para a saúde pública e ambiente.

#### **4.6.1 Métodos não específicos de controlo do bulking**

##### **4.6.1.1 Recirculação de lamas e pontos de alimentação**

O controlo do fenómeno de bulking na maioria dos casos pode ser exercido pelo correcto funcionamento da estação. As técnicas e características da operação do decantador e tanque de arejamento devem ser revistas de forma a otimizar o sistema por lamas activadas. Assim deve-se socorrer da manipulação da recirculação de lamas, devido à sua interferência na compactação de lamas e aos pontos de alimentação no tanque de arejamento.

Para além da manipulação da recirculação de lamas, os efeitos do bulking podem ser suavizados reduzindo os sólidos suspensos no licor misto, de forma a reduzir a carga de sólidos no decantador.

As duas funções básicas do decantador consistem na clarificação do afluente e compactação de lamas. A clarificação é a remoção de flocos de lamas de forma a produzir um sobrenadante capaz de descarga. A ineficiência de um decantador observa-se na elevada concentração de sólidos suspensos no efluente final. A compactação é necessária para a recirculação de lamas. Se esta não for bem feita e a saída de lamas igual a taxa da sua entrada, irão acumular-se no decantador sobrelotando-o com sólidos suspensos (JENKINS *et al.*, 2004).

##### **4.6.1.2 Controlo Biológico**

O crescimento de predadores como os protozoários ciliados (ex. *Trithigmostoma cucullus*) é muitas vezes utilizado de forma a controlar o SVI. Estes organismos são capazes de se alimentar de microrganismos filamentosos controlando o desenvolvimento de bulking, como é observado no gráfico da Figura 4.27 (BITTON, 1999).

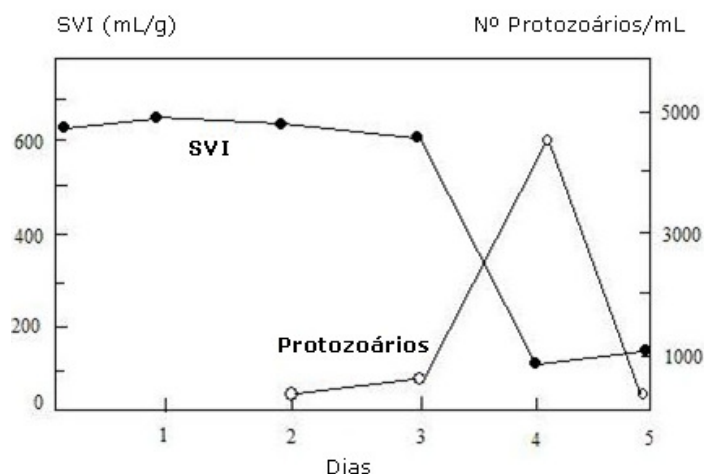


Figura 4.27. Controle de bactérias filamentosas por predadores protozoários (BITTON, 1999).

Um estudo levado a cabo por Fiatekowska e Pajdak-Stós (2008) procurou demonstrar o auxílio, na redução de uma situação de bulking, pelo uso de rotíferos. Foi concluído pelo estudo que os rotíferos, nomeadamente do género *Lecane*, não só sobreviveram, como proliferaram numa lama para a qual foram transferidos. Com o seu rápido crescimento foram capazes de reduzir significativamente o número de organismos filamentosos e assim, melhorar bastante as condições de sedimentação das lamas. Foi referido também que a eficácia de remoção difere no tipo de microorganismo filamentoso, sendo que os rotíferos mais rapidamente se alimentam de *Microthrix parvicella* do que Actinomicetas.

#### 4.6.1.3 Adição de químicos e sólidos inertes

Diversas tentativas de melhoramento da sedimentação de lamas recaem nesta categoria, na qual a sedimentação é melhorada mas, não é eliminada a causa do problema. Polímeros sintéticos podem ser adicionados de forma a agregar os flocos difusos e dispersos. Polímeros foram também utilizados em sistemas com grandes quantidades de material extracelular de retenção de água (bulking viscoso e não filamentoso) (JENKINS *et al.*, 2004). É também usual recorrer a cal ou sais férricos de forma a promover uma melhor sedimentação de lamas no tanque de arejamento. No entanto, a adição de sais tem como desvantagens aumentar a quantidade de lamas e um custo elevado. A adição de polímeros catiónicos em concentrações de 15 a 20 mg/L resulta num controlo eficaz da formação de bulking (BITTON, 1999).



O uso de polímeros orgânicos sintéticos possui a vantagem de não aumentar a produção de lamas ao contrário de coagulantes inorgânicos e outros flocculantes como alumínio e sais férricos. Para a determinação da dose ideal deverá ser executado um *jar test*, já que a sobredosagem pode levar a uma deterioração da performance desejada, ou seja, a redução das características de sedimentação. Na Figura 4.28 pode observar-se os resultados típicos de um jar test, onde a dose óptima a aplicar será de cerca de 2mg/L.

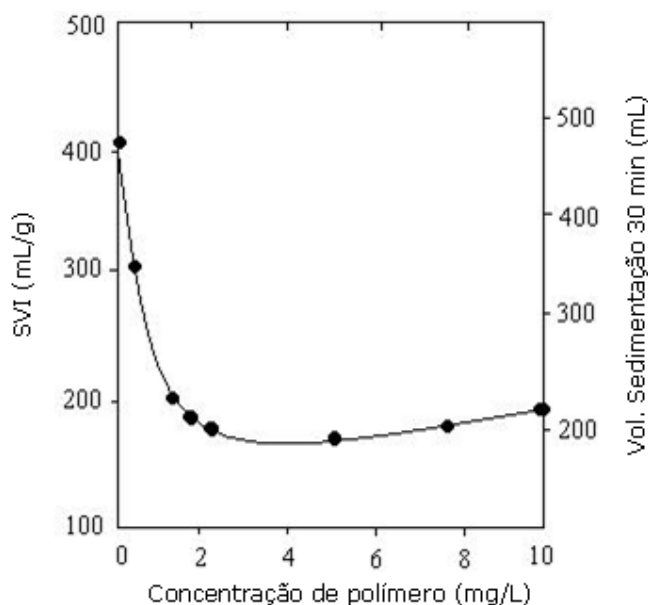


Figura 4.28. Efeitos de um polímero catiónico no SVI de uma lama em bulking (JENKINS *et al.*, 2004).

A adição de polímeros é feita na saída do efluente do tanque de arejamento ou dentro do decantador. Geralmente, a adição a longo termo de polímeros não é opção devido aos seus custos; relativamente à cloragem da recirculação, a adição de polímeros requer custos cerca de 5 vezes superiores. Por outro lado os efeitos são imediatos, enquanto na cloragem da recirculação para se observarem efeitos, e um novo equilíbrio do decantador, são necessários alguns dias.

A adição de coagulantes inorgânicos e flocculantes pode também ser usada na melhoria das condições de sedimentação, com a desvantagem de produção de precipitados o que leva ao aumento da quantidade de lamas. Um estudo de Matsche (1982), reportou vários exemplos de sucesso na adição de sulfato de ferro para o controlo de bulking. Por exemplo na Áustria a adição de sulfato de ferro (10 a 14 mg de Fe/L) permitiu a redução do SVI de 450 mL/g para 60 mL/g, incluído a

remoção do organismo filamentoso responsável, nomeadamente o tipo 021N bulking (JENKINS *et al.*, 2004).

Em Itália foi utilizado o controlo de bulking, principalmente devido a *Nocardia* e ao tipo 0092, pela adição de um polieletrólito catiónico. A estação é composta por selectores anóxico e aeróbio, para pré-desnitrificação e pré-oxidação respectivamente, seguido por tanques de arejamento e decantação. Com a adição do polímero a resolução do problema de bulking foi efectuada em 20 horas, sem quaisquer problemas operacionais mas com os devidos aumentos dos custos operacionais (NASTRO *et al.*, 2006).

#### 4.6.1.4 Adição de desinfectantes de remoção específica de organismos filamentosos

O cloro e peróxido de hidrogénio têm vindo a ser utilizados na remoção de organismos filamentosos, e consequente eliminação de sintomas de bulking. O princípio de utilização destes métodos é bastante simples: os organismos filamentosos estão na sua maioria destacados no exterior do floco, sendo então mais susceptíveis à oxidação do que os organismos formadores de flocos (MARTINS *et al.*, 2004).

##### a) Adição de cloro

As bactérias filamentosas podem vir a ser controladas recorrendo à cloragem. O controlo por este método foi proposto há mais de 50 anos e a sua prática é provavelmente a mais usada para este objectivo (BITTON, 1999). O uso de cloro de forma a controlar os organismos filamentosos carece de algum cuidado. A cloragem de lamas activadas leva à exposição dos filamentos salientes dos flocos, de forma a serem os filamentos atingidos pela concentração de cloro, enquanto o restante de organismos permanecem imaculados no interior do floco. A selecção do ponto de adição de cloro é fulcral e deverá ser feita no ponto de maior turbulência, onde reside a maior concentração de lama e onde a concentração de água residual é mínima. Os pontos comuns para as três condições são: o caudal de recirculação, directamente no tanque de arejamento nos misturadores, e numa instalação apêndice, de recirculação interna do licor misto, dentro do tanque de arejamento, registados na Figura 4.29 (WCPF, 1990).

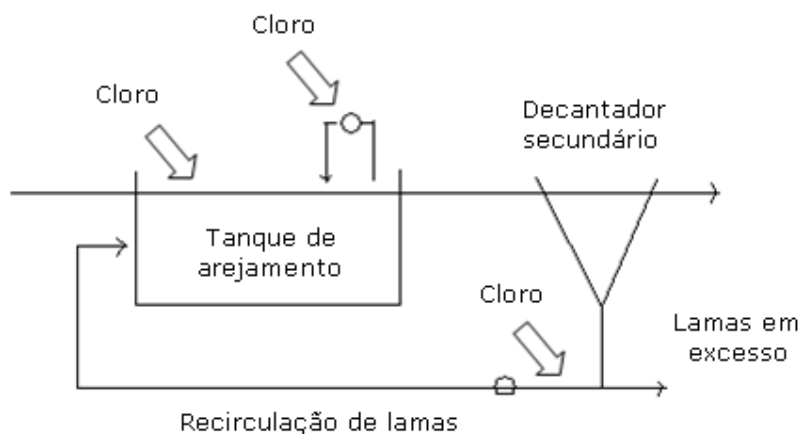


Figura 4.29. Controlo do bulking via cloragem. Pontos de dosagem (JENKINS *et al.*, 2004).

A dosagem e a frequência da adição de cloro são os parâmetros de maior importância. A dosagem deve ser ajustada de forma a ser letal para a superfície do floco, onde se encontram os filamentos, mas não para os microrganismos contidos no floco. A dose de cloro efectiva deverá situar-se entre 0,45 a 4,5 Kg de cloro por cada 0,45 ton.MLVSS por dia. A adição deve começar por uma dose pequena aumentando até surtir efeitos visíveis no tanque. A frequência de exposição depende da taxa de crescimento dos organismos filamentosos assim como da eficiência de cada dose (RICHARD, 1989).

Os efeitos do cloro (Figura 4.30) nos filamentos visíveis ao microscópio, incluem (WCPF, 1990):

- Os grânulos de enxofre, se presentes, desaparecem;
- As células deformam e o citoplasma encolhe;
- Os filamentos quebram e dissolvem-se.

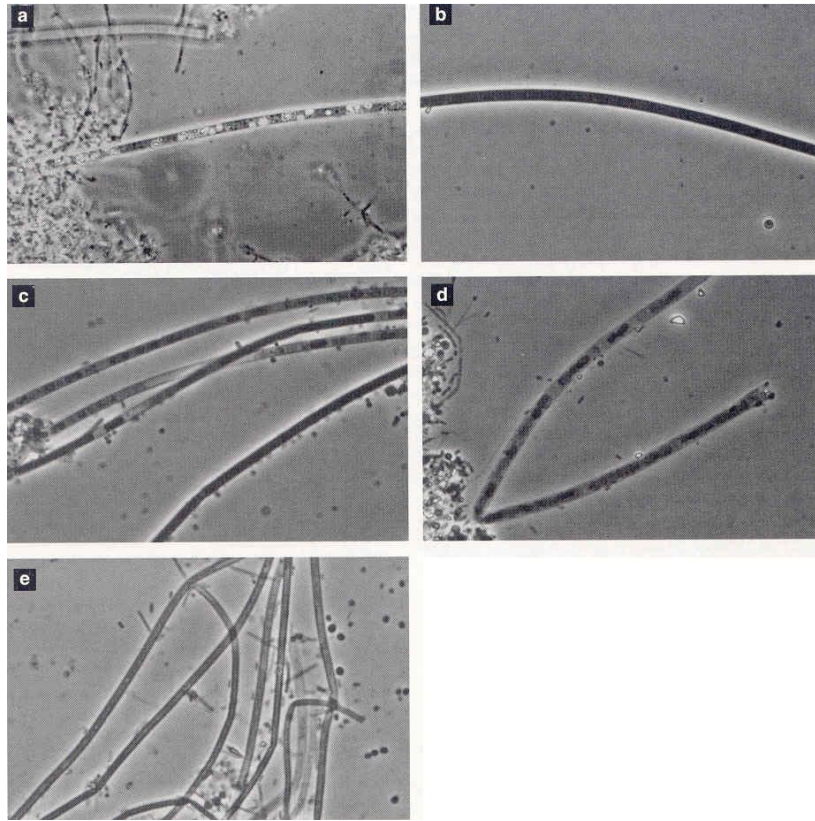


Figura 4.30. Micrografias mostrando as sucessivas dosagens de cloro em Thiothrix: (a) organismo saudável, (b) perda de grânulos de enxofre, (c) 50% de dano, (d) 90% de dano e (e) sobredosagem de cloro (JENKINS *et al.*, 2004).

O cloro não destrói o revestimento dos filamentos, levando a uma fraca sedimentação até à sua total ausência. A cloragem deve ser estancada na presença de revestimentos vazios, e não prolongada até o SVI diminuir. A adição de cloro a partir deste ponto leva a uma sobredosagem (RICHARD, 1989). Um aspecto negativo também a ter em conta é que as bactérias de crescimento lento, como as nitrificantes, quando afectadas por oxidantes, necessitam de um tempo de recuperação, o que potencialmente conduz a um efluente de pior qualidade (MARTINS *et al.*, 2004). Segundo David Jenkins (2004) as doses a manter poderão estar contidas nas seguintes gamas:

- 2 a 3 kg  $\text{Cl}_2/10^3$  kg SS/d – esta será a dose típica quando o SVI se situa sob controlo, e a adição continua de cloro é necessária de forma a prevenir o crescimento de novos microrganismos filamentosos e o aumento do SVI.

- 5 a 6 kg  $\text{Cl}_2/10^3$  kg SS/d – nesta gama é usual a eliminação do excesso de filamentos e redução do SVI ao fim de alguns dias, com pouco impacte na turvação do efluente final.
- 10 a 12 kg  $\text{Cl}_2/10^3$  kg SS/d – esta dose de cloro elimina o excesso de filamentos assim como reduz o SVI rapidamente. Doses desta magnitude, afectarão também a estrutura de alguns flocos resultando na deterioração da qualidade do efluente.

Num estudo levado a cabo em Barcelona, procurou-se detectar os efeitos do cloro nas comunidades da microfauna. Foi determinado que doses entre 5 a 15  $\text{g.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$  não produziam efeitos significativos na  $\text{CBO}_5$  enquanto doses superiores a 15  $\text{g kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$  conduziam a uma redução clara na qualidade do efluente. Foi observado que com o aumento da dosagem de cloro os protozoários ciliados sofrem uma grave redução. Com a aplicação das doses em questão os pequenos protozoários (flagelados <20 $\mu\text{m}$  e amibas <50 pm) conseguem manter números elevados ou mesmo aumentar a população, podendo esta ser uma resposta competitiva à redução de ciliados, e passando assim, a ter o papel fundamental na remoção de bactérias. Por outro lado, a redução no número de *Acineria uncinata*, predador de pequenos flagelados, permite também um crescimento do número de organismos. Assim em suma, a aplicação de cloro afecta a comunidade biológica e consequentemente a solidez do processo (SALVADÓ *et al.*, 2000). A ideia é corroborada pelo trabalho de Nastro *et al.* (2006), onde se conclui que doses entre 3 a 5g  $\text{ClO}^-/\text{Kg MLSS}$  aparentam ter efeitos tóxicos também em bactérias formadoras de flocos.

Um outro estudo realizado em Bruxelas, procurou aplicar diferentes dosagens de cloro, com vista a observar o resultado na remoção de microrganismos filamentosos. Foram aplicadas então as doses de 0 (branco), 2, 5, 10, 15 e 40 g  $\text{Cl}_2/\text{kg MLSS}$  correspondentes as fases de tratamento, na Figura 4.31, T0, T1, T2, T3, T4 e T5, respectivamente (SÉKA *et al.*, 2003).

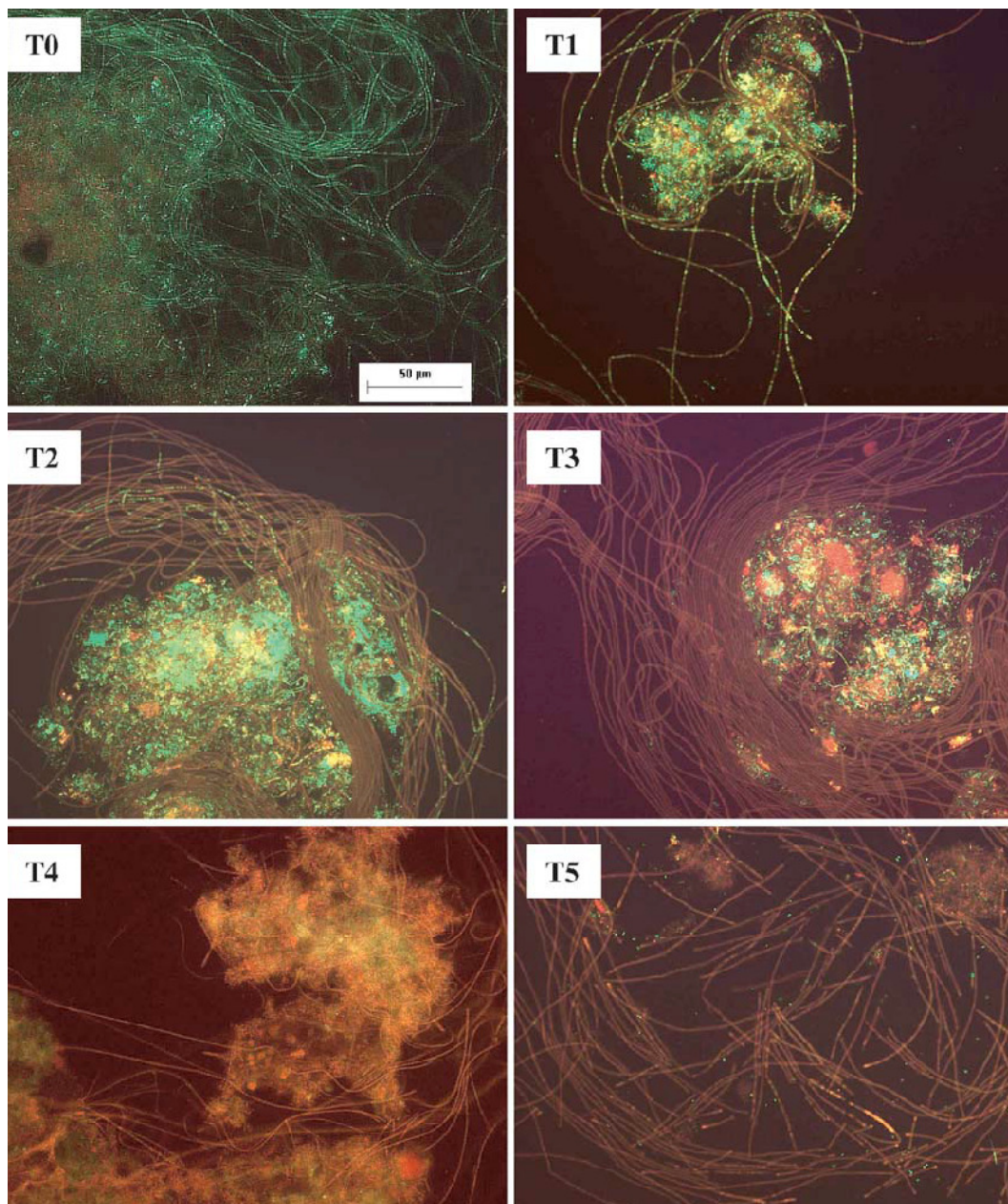


Figura 4.31. Micrografia de coloração da viabilidade das lamas após o tratamento (SÉKA *et al.*, 2003).

Como se pode observar os microrganismos filamentosos foram sucessivamente destruídos de T0 a T3. A partir de T3 os filamentos foram todos destruídos e nota-se os danos evidentes nos flocos.



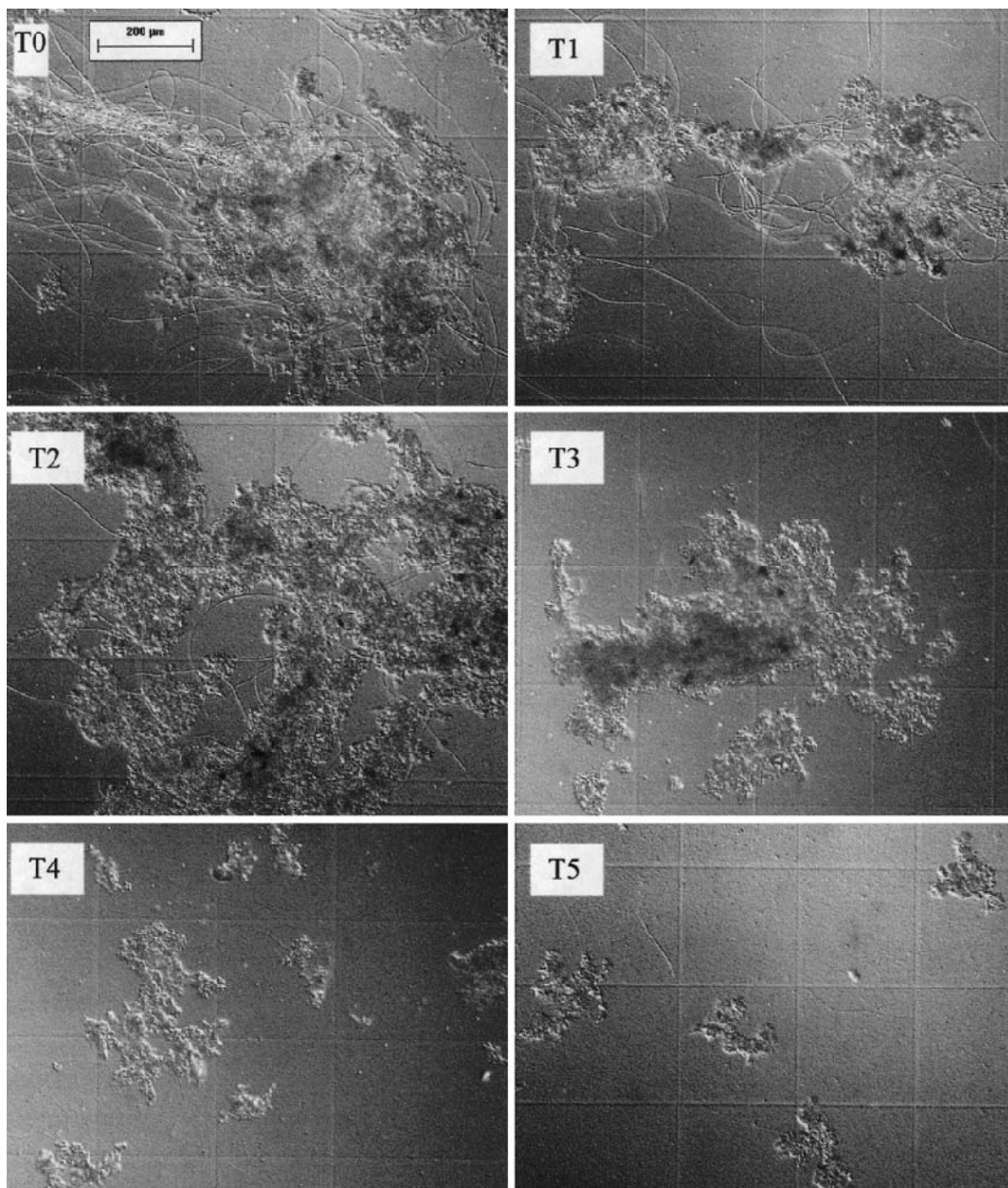


Figura 4.32. Micrografia das lamas após 24h sobre o tratamento (SÉKA *et al.*, 2003).

Na Figura 4.32 é possível observar que após 24h da introdução do cloro, e da sua acção, os efeitos são mais notórios. A redução de filamentos é facilmente observável de T0 a T3, no entanto a partir de T3 a destruição do floco (desfloculação) é clara e evidente. O estudo segue de encontro com as afirmações proferidas por Chang *et al.* (2004), em que relata que o aumento excessivo de NaOCl, reduz as propriedades de sedimentação da lama em termos de SVI, reduzindo ainda significativamente a qualidade do efluente, principalmente por sólidos suspensos devido à ruptura de flocos. Já Nastro *et al.* (2006), afirma não

ser eficaz no controlo de *M. parvicella*, devido a sua resistência, ou no caso do tipo 0092, que se encontra retido no floco, e não é exposto a doses elevadas de NACIO.

Como foi referido anteriormente, o uso de cloro para a destruição dos filamentos, deve ser utilizada com muito cuidado, não só pela possível destruição dos flocos formados, mas também pela formação de compostos carcinogénicos, como é o caso dos tri-halometanos. Num processo onde existe muita matéria orgânica dispersa, a presença de cloro pode originar estes compostos, daí que a sua utilização possa ser posta em causa, potenciando a utilização de outro tipo de desinfectantes.

#### b) Adição de peróxido de hidrogénio

A utilização de peróxido de hidrogénio ( $H_2O_2$ ) tem sido utilizada de forma similar ao cloro. As doses e número de aplicações para uma eficiente remoção de microrganismos filamentosos variam conforme as estações, mas geralmente são superiores as usadas para o cloro. Os pontos de dosagem localizam-se no efluente do tanque de arejamento, na recirculação e tanque de arejamento. Como no caso do cloro, uma mistura inicial eficaz das lamas e do peróxido são necessárias para uma remoção eficiente dos microrganismos.

Um estudo comparativo da eficácia do  $H_2O_2$ , face ao cloro, num afluente industrial de celulose, resultou na remoção dos tipos 0675, 1851 e 0041 por parte dos dois desinfectantes, embora a dose de  $H_2O_2$  tenha sido 5 vezes superior à de cloro. Dado que o custo do  $H_2O_2$  é o dobro do cloro, o custo total da remediação do estado de bulking na estação pelo desinfectante peróxido de hidrogénio foi 10 vezes superior ao usado por cloro (JENKINS *et al.*, 2004). Segundo Nastro *et al* (2006) retém-se a ideia de uma eficiência reduzida, porem o mesmo desinfectante possui a vantagem ao aumentar a presença de OD.

#### c) Ozono

O uso de ozono é outra das possibilidades para o tratamento de bulking, embora não muito usada. Poderão ser adicionadas doses de 3, 6 e 9 mg/L, correspondentes a 2, 4 e 6  $kgO_3/10^3$  kg MLSS/d. A utilização de doses de 6 a 9  $kgO_3/10^3$  kg MLSS/d são também utilizadas e com resultados de redução do SVI de 200 mL/g para cerca de 125 mL/g. Para além do controlo do SVI, doses de 6  $kgO_3/10^3$  kg MLSS/d contribuem também para a remoção de cor, turvação e sólidos suspensos totais do efluente (JENKINS *et al.*, 2004).

A aplicação de ozono a parte das lamas activadas é uma actividade cada vez mais usual para redução da quantidade de lamas. Isto pois, por exemplo, na Suíça, a sua



aplicação na agricultura foi proibida, tendo actualmente as lamas de ser destruídas. Com doses de 0,05 gO<sub>3</sub> g MLSS para um tratamento diário de 10% das lamas, a redução da quantidade de lamas verifica-se em 30%. No entanto a capacidade de nitrificação é também reduzida. A introdução de ozono melhora as propriedades de sedimentação em detrimento das propriedades de secagem. O custo da operação e do investimento na ozonização das lamas é compensado pela redução dos custos de operação no tratamento e transporte de lamas (BOHLER e SIEGRIST, 2004).

#### d) Filamenticidas

Esta é uma evolução recente no que toca a desinfecção e remoção de microrganismos filamentosos. As propriedades tóxicas dos filamenticidas levam à morte dos microorganismo, no entanto permanecem nas lamas activadas esses mesmos tóxicos, sendo arrastados para o efluente (JENKINS *et al.*, 2004).

### **4.6.2 Métodos específicos de controlo de bulking**

Os métodos a seguir descritos constituem como que uma segunda fase de ataque ao bulking. Para o uso destes métodos é necessário caracterizar os organismos responsáveis pelo problema. Os métodos específicos são métodos preventivos que têm o objectivo de favorecer o crescimento de bactérias formadoras de floco em detrimento de bactérias filamentosas. O desafio é encontrar as condições ambientais certas numa instalação de lamas activadas para atingir esta meta. Isto pois o sucesso da sua aplicação permite um controlo permanente do bulking em sistemas de lamas activadas, de uma forma sustentável, devendo estes métodos ser preferencialmente desenvolvidos e aprovados (MARTINS *et al.*, 2004).

#### **4.6.2.1 Défice de nutrientes**

Os nutrientes existentes em lamas activadas dividem-se em dois tipos, consoante a quantidade necessária para a formação de biomassa: macronutrientes (N e P) e micronutrientes (Ca, Mg, Fe, etc.). A deficiência de nutrientes é diagnosticada pela combinação de análise à água e observações microscópicas da lama activada. Se uma análise microscópica revelar algum dos seguintes microrganismos, por certo existe falta de macronutrientes (JENKINS *et al.*, 2004):

- Principais filamentos são Tipo 021N, *Thiothrix* sp., *S. natans*, *H. Hydrossis* e *N. Limicola* III (de referir que a causa poderá ser outra para além da falta de nutrientes);

- Lamas activadas viscosas, demonstrando quantidades significativas de matéria exocelular;
- Escumas no tanque de arejamento ou decantador contendo material exocelular, mas estando ausentes como *M. Parvicella*, tipo 1863 ou *Nocardia*.

A fraca sedimentação em lamas activadas de carácter viscoso, devido à deficiência de nutrientes, não pode ser controlado satisfatoriamente por cloragem ou peróxido de hidrogénio, sendo possível melhorar a sedimentação com grandes quantidades de polímero.

Para uma sustentável performance do sistema de lamas activadas é necessária a existência de macronutrientes na entrada para o tanque de arejamento  $\text{CBO}_5\text{:N:P}$  num rácio equivalente a 100:5:1 (METCALF & EDDY, 2003).

Existem por outro lado organismos que revelam uma tolerância a uma ampla gama de condições. No entanto um estudo (KAMPFER *et al.*, 1995) revela que organismos como tipo 021N, 1701 e *Haliscomenobacter* se mostram mais sensíveis com variações na disponibilidade de nutrientes.

#### 4.6.2.2 OD insuficiente

Baixas concentrações de OD podem causar o crescimento de diversos tipos de organismos filamentosos em lamas activadas. Entre idades de lamas baixas e moderadas, *S. natans*, tipo 1701, e *H. Hydrossis* estão associadas a bulking por baixo OD. A concentração de OD necessária para evitar o crescimento de natans é função da F/M. Quão maior for o F/M maiores as necessidades de OD.

A resolução de problemas de bulking por baixas concentrações de oxigénio dissolvido, parece de fácil resolução pois a resolução normalmente passa por redução da F/M ou aumento da concentração de OD. Infelizmente, não será bem assim, já que a sua pratica é problemática e pode levar a consequências indesejáveis e ao aumento de gastos económicos (p.e. o aumento da concentração de OD estar limitado à capacidade de arejamento da estação).

- O aumento de OD pode causar parcialmente nitrificação. Com o aumento de OD e nitrificação leva a uma desnitrificação no decantador rapidamente e o aumento da necessidade de cloro para a desinfecção do efluente;
- Redução de F/M pode levar a nitrificação;

- Redução de F/M irá aumentar a idade de lamas conduzindo a uma necessidade de oxigénio maior para a respiração endógena.
- A redução da idade de lamas, requer um aumento de sólidos suspensos no licor misto, que poderá exceder a capacidade de carga de sólidos do decantador.

Este tipo de problemas poderá ocorrer em estações receptoras de um afluente diluído num sistema de mistura completa sem nitrificação. Estas plantas são normalmente instáveis pois procuram continuamente combinar uma idade de lamas e o OD necessário para prevenir o crescimento de filamentosas e a nitrificação. Devido a estes factores, outras hipóteses devem ser consideradas (JENKINS *et al.*, 2004):

- Continuar a operar em concentrações baixas de OD e controlar os organismos filamentosos por cloragem;
- Considerar a modificação do sistema de mistura rápida para uma configuração com um selector anaeróbio ou anóxico. Estes tipos de selectores podem controlar todo o tipo de filamentosos de OD reduzido.

#### 4.6.2.3 Efeitos pela configuração do processo de arejamento

Geralmente os sistemas alimentados continuamente em mistura completa produzem lamas com piores características em relação a sistemas alimentados descontinuamente ou compartimentados. Uma hipótese explicativa da maior ocorrência de casos de bulking em sistemas de mistura completa e não em fluxo pistão, prende-se com o coeficiente de saturação, inferior nos organismos filamentosos. Isto permite que estes sejam preferencialmente seccionados em sistemas de mistura completa e sistemas de baixa razão F/M onde a concentração de material carbonáceo é baixa em todo o tanque, devido a dispersão do afluente por todo o volume (JENKINS *et al.*, 2004).

O efeito da construção e operação do reactor na morfologia e especialmente no desenvolvimento de bactérias filamentosas foi estudado. Um tanque de mistura completa alimentado com um substrato sintético altamente concentrado a caudal constante foi alvo de bulking bastante severo enquanto um reactor por canais, tipo fluxo pistão, do mesmo volume e operado sob as mesmas características manteve-se estável. No entanto, quando o substrato sintético foi substituído por água residual, o tanque em mistura completa manteve-se tão estável como o outro. A existência de gradientes de tempo (em relação a variabilidade da água), e de

espaço (em relação à concepção do processo) contribuem para a estabilidade no que respeita a ocorrência de fenómenos de bulking (MOTTA *et al.*, 2003).

Para sobreviver a um selector o organismo deverá ter uma capacidade de assimilar substrato solúvel bastante alta e uma grande capacidade de armazenamento de substrato. Na Figura 4.33 pode-se observar que o selector de lamas activadas consome a CQO solúvel muito mais rapidamente que o sistema por mistura completa (JENKINS *et al.*, 2004).

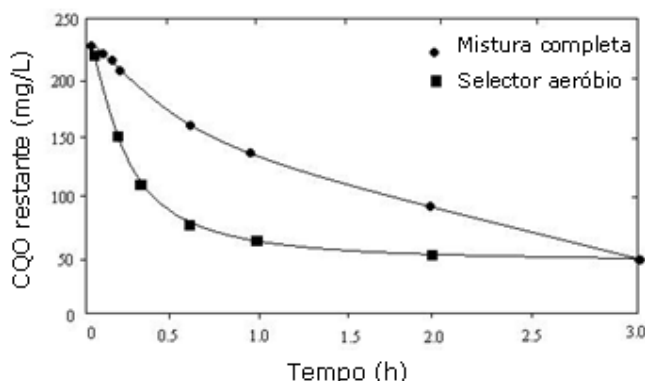


Figura 4.33. Consumo de CQO solúvel. Selector aeróbio vs mistura (JENKINS *et al.*, 2004).

#### a) Selectores em lamas activadas

Em 1970's Chudoba desenvolve os reactores selectivos (selectores), os quais passam a formar a ferramenta de engenharia mais utilizada para a prevenção do fenómeno de bulking. Selectores biológicos são configurações alternativas do processo de lamas activadas que favorecem o crescimento de bactérias formadoras de flocos em detrimento das filamentosas, e assim, na prevenção da ocorrência de bulking (BITTON, 1999). O conceito de selector, provem do uso de um compartimento ou pequeno tanque (20 a 60 minutos de contacto) que favorece o crescimento de bactérias fundamentais para a formação do floco em detrimento de bactérias filamentosas, de forma a promover uma lama com melhor sedimentação e compactação. São manipulados determinados parâmetros (ex. rácio F/M, aceitador de electrões) de forma a desencorajar o crescimento excessivo de bactérias indesejadas, nomeadamente filamentosas). (METCALF & EDDY, 2003). O uso de selectores promove ainda a redução de custos de operação, incluindo uma menor cloragem para o controlo de bulking e a redução de requisitos energéticos (PARKER *et al.*, 2004). Uma concentração alta de substrato promove o crescimento das bactérias importantes para o processo, como demonstrado na Figura 4.34. O objectivo deste selector recai no maior consumo possível da CQO, pelos organismos

formadores de flocos, pois esta é de degradação mais lenta, já que os organismos atacam primeiro a CBO, facilmente biodegradável (METCALF & EDDY, 2003).

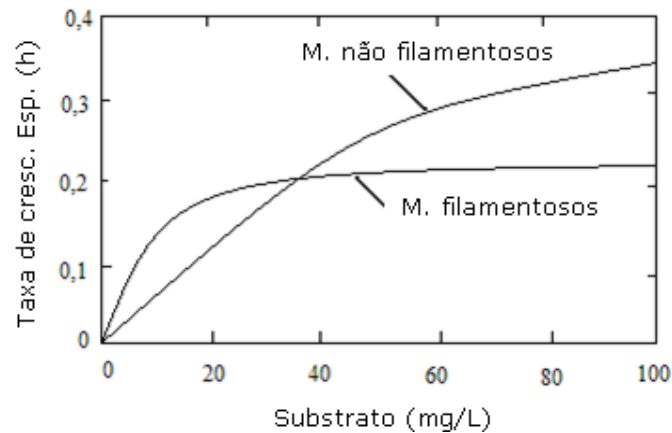


Figura 4.34. Curva de crescimento típico para formas filamentosas e não-filamentosas (METCALF & EDDY, 2003).

De apontar que o controlo do OD é tão importante num sistema de lamas activadas incluindo selectores, como num sistema convencional de lamas activadas (PARKER *et al.*, 2004). Na Figura 4.35 é possível observar-se isso mesmo. Nos pontos de maior, ou de uma constante aceitável da concentração de OD, é notório um SVI diminuto como é o caso a 28 de Agosto de 1999. Já na ocorrência de uma baixa concentração de OD, leva imediatamente ao aumento drástico do SVI.

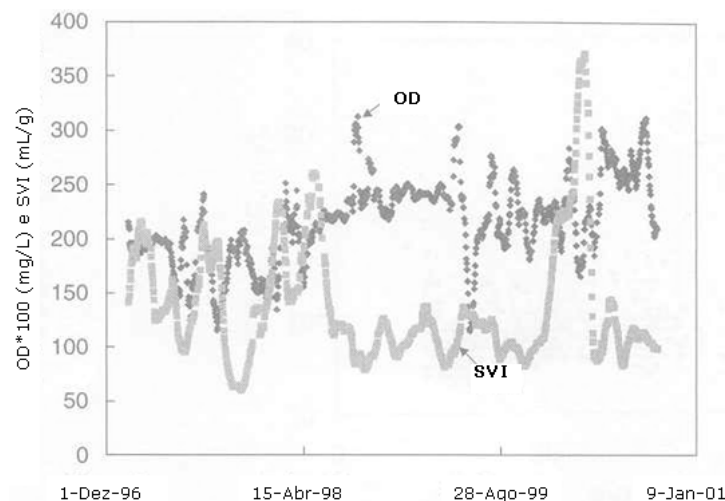


Figura 4.35. Impacte da distribuição de OD num reactor anóxico em Colorado Springs (PARKER *et al.*, 2004).

Existem três categorias de selectores, descritas seguidamente (BITTON, 1999).

a1) Selector aeróbio: este procura criar um gradiente de concentração de substrato, ao longo do reactor. Este gradiente pode, por exemplo, ser formado por uma série de reactores. Esta configuração promove uma vantagem para as bactérias formadoras de floco que consomem a maioria do substrato à cabeça do reactor.

O tempo de contacto, um parâmetro de projecto usual para selectores, tem um efeito bastante forte e não linear na sedimentabilidade das lamas. O conhecimento dos seus efeitos torna-se então crucial para a prevenção de bulking. Quando o tempo de contacto é insuficiente, o substrato solúvel não é consumido, podendo penetrar no tanque de arejamento, onde ocorrerá a presença de filamentosos. Por outro lado quando o tempo de contacto é demasiado longo, a concentração de substrato será diminuta, aproximando-se do nível do sistema em mistura completa, o qual favorece também o crescimento de microrganismos filamentosos (MARTINS *et al.*, 2004).

Pelo facto de selectores aeróbios não prevenirem bulking devido a baixo F/M, conclui-se ainda que os microrganismos filamentosos de baixo F/M crescem principalmente em fracções da água residual de biodegradação lenta (KAPPELER e BRODMANN, 1995).

Durante algumas investigações no tratamento de estações com afluentes de indústria de açúcares e papel foi demonstrado que os microrganismos filamentosos existentes (tipo 021N, 0041 e 1701) podem ser eficientemente suprimidos por um selector aeróbio. Alguns valores de SVI entre 300 e 600 mL/g foram reduzidos a 60 – 90 mL/g. O controlo do bulking será apenas possível se o substrato facilmente degradável for totalmente removido no selector (PRENDL e KROISS, 1998).

a2) Selector anóxico: uma condição de anoxia é definida como a ausência de oxigénio na sua forma original mas existindo em formas oxidadas, passando o nitrato a receptor de electrões. Este sistema funciona pela colocação de um compartimento anóxico precedendo um aeróbio. No reactor anóxico, as bactérias formadoras de flocos predominam, já que utilizam o nitrato como aceitador de electrões.

Foi reportado por Guida *et al.* (2002), um estudo de aplicação de um selector anóxico numa estação em Itália. A existência de descargas industriais constantes de resíduos alimentares originava um DSVI de cerca 800 mL/g normalmente devido a bactérias filamentosas como o tipo 021N e Thiothrix. Após a introdução do selector, os valores foram lentamente descendo atingindo 190 mL/g ao 35º dia. No

ano seguinte, foi possível destacar valores de DSVI abaixo dos 49 mL/g. Estudo corroborado por Parker *et al.* (2004), como demonstra a Figura 4.36.

Contudo este processo necessita ainda de maior experimentação de forma a compreender os factores determinantes de competitividade dos organismos (MARTINS *et al.*, 2004).

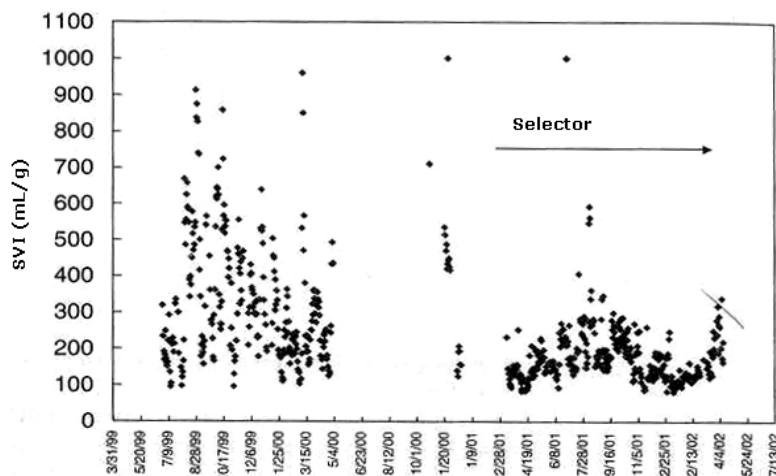


Figura 4.36. Impacte da utilização de um selector anóxico na estação de Lincoln (PARKER *et al.*, 2004).

a3) Selector anaeróbio: um ambiente anaeróbio é caracterizado pela ausência de oxigénio em qualquer das suas formas. As condições anaeróbias por si só, suprimem o crescimento de bactérias filamentosas como *Sphaerotilus natans* e do tipo 021N. Um selector anaeróbio é baseado na habilidade da acumulação de polifosfatos, por parte das bactérias formadoras de flocos, sob condições aeróbias, usando-o como fonte de energia para o consumo de substrato orgânico sob condições anaeróbias. Nesta situação, as bactérias filamentosas não conseguem competir com a taxa de remoção de substrato das bactérias armazenadoras de polifosfatos. No entanto um crescimento excessivo de *Thiothrix* foi observado sob condições anaeróbias, sendo capaz de usar um substrato orgânico pela redução a sulfato, e consequentemente causando bulking.

A presença nestas condições, de bactérias armazenadoras de fosfato, é da maior importância para uma melhor sedimentação, pois o seu formato robusto em combinação com a precipitação de fosfato leva a que as lamas ganhem maior densidade. De qualquer forma este processo não é de todo aconselhado a qualquer estação, como no caso de afluentes ricos em compostos de enxofre, que com as condições de anaerobiose tendem a aumentar, podendo ser utilizados na fase aeróbia por bactérias filamentosas que oxidam o enxofre (MARTINS *et al.*, 2004).

Na remoção biológica de nutrientes a introdução de um selector anaeróbio não garante a redução do SVI, tanto pelo contrário, já que estimula o aparecimento de *M. parvicella*. Mas na presença de um reactor extra, anóxico, precedendo o anaeróbio são introduzidas melhores condições de fluxo pistão, e a prevenção de um crescimento em massa de *M. parvicella* (KRUIT *et al.*, 2002). Segundo um estudo de Parker *et al.* (2004) em 21 estações incorporando selectores, se separadas por grupos de anóxico e anaeróbio, estes últimos apresentam uma maior performance, observando-se valores de SVI inferiores.

A partir da entrada dos processos de remoção biológica de nutrientes, as condições de sedimentação de lamas foram melhoradas, e na maioria dos casos o crescimento de bactérias filamentosas, mínimo. As condições anaeróbias ou anóxicas destes processos levam ao crescimento de bactérias formadoras de flocos. As bactérias filamentosas não conseguem usar o nitrato ou nitrito como receptor de electrões, significando uma grande vantagem para as bactérias desnitrificantes formadoras de flocos. As bactérias filamentosas não armazenam também polifosfatos pelo que não podem consumir acetato na zona de contacto anaeróbia, nos processos de remoção de fósforo, sendo dada vantagem às bactérias armazenadoras de fósforo. O uso dos selectores em lamas activadas tem vindo a ser cada vez mais usual devido às várias vantagens advindas do mínimo investimento da colocação de um tanque relativamente pequeno (METCALF & EDDY, 2003).



## 5. Bulking em ETAR em Portugal

Em Portugal o estudo do bulking é pouco desenvolvido. No entanto é na zona de Braga onde se regista a maior quantidade de estudos de bulking e/ou o aparecimento de espumas e escumas (*foaming*). Foram também feitos alguns estudos referentes à importância da microfauna em processos de lamas activadas por Nicolau *et al.* (1999;2002) e Martins *et al.* (2002).

O aparecimento de casos mais severos reporta-se em zonas onde existam afluentes industriais ou provenientes da agricultura, dado que estes comportam uma maioria de microrganismos filamentosos responsáveis pelo fenómeno.

No período de Março a Junho (2002) procedeu-se ao estudo deste e de outros fenómenos responsáveis pelos problemas de separação de sólidos na ETAR de Braga. Em todo o período registou-se uma abundância considerável de organismos filamentosos: *M. parvicella*, enquanto presente, foi dominante registando-se nesse período uma razão F/M de 0.2 Kg CBO<sub>5</sub>. Após o seu desaparecimento, o tipo 1851, tipo 1863, *N. Limicola* II e I “competiram” pela dominância, acabando a *N. Limicola* I por permanecer em maior número durante um período mais alargado. Na ETAR de Braga o “bulking” filamentoso aparentou ser um problema crónico associado a diversas espécies de bactérias filamentosas e cujas causas são de muito difícil detecção. Provavelmente os valores de razão F/M baixos influenciaram o crescimento de certas bactérias, principalmente as dominantes, bem como a composição do afluente (RODRIGUES *et al.*, 2002).

Numa proposta para a construção de uma estação de depuração biológica em Faro para evitar fenómenos de «bulking», prevê-se a instalação de um tanque de contacto anóxico (selector) a montante de cada reactor biológico, por onde passa o afluente pré-tratado juntamente com uma parte das lamas em recirculação, sendo depois misturado com o restante das lamas em recirculação e repartido pelos dois reactores (AGUAS DO ALGARVE S.A., 2006). Revelando-se os selectores como as formas mais económicas e viáveis para o controlo do crescimento de microrganismos filamentosos.

Na ETAR da Charneca, município de Óbidos de forma a antever eventuais problemas no tratamento biológico, como o crescimento de microrganismos filamentosos, existe um órgão de tratamento específico - selector - que garante o seu funcionamento em condições particulares, minimizando o desenvolvimento de microrganismos filamentosos (BENTO, 2007).

A tecnologia Nereda™ é um tratamento biológico das águas residuais por via aeróbia em que a biomassa está presente sob a forma de densos grânulos e não flocos, como é hábito na tecnologia clássica com lamas activadas. Esta tecnologia foi desenvolvida nos últimos anos pela DHV em colaboração com a universidade de Delft (Holanda) e encontra-se actualmente pronta para ser lançada no mercado.

Até ao final de Abril de 2008 um dos seis reactores biológicos da ETAR de Frielas, concelho de Loures, foi convertido à tecnologia Nereda™ encontrando-se em funcionamento. Com base nos resultados obtidos nesse reactor, perspectiva-se a conversão da totalidade do tratamento biológico actualmente em funcionamento.

Na ETAR de Serzedelo no concelho de Guimarães existiam problemas de separação de sólidos – foaming – provocados pelo crescimento excessivo de *Nocardia* sp., nas bacias de arejamento. Na tentativa de resolução deste problema foram realizados vários ensaios, tais como: adição de sais, anti-espumante, controlo do arejamento e alteração da razão F/M de funcionamento. Uma vez que estas tentativas foram ineficazes, optou-se por aplicar cloro na superfície – aspersão superficial. Neste trabalho foi utilizado o cloro como meio para reduzir a quantidade de espumas, provocadas pelo crescimento excessivo de *Nocardia*, na superfície dos tanques de arejamento através da sua aplicação por aspersão superficial (Figura 5.1).



Figura 5.1. Doseamento de cloro por aspersão superficial.

O uso de cloro por aspersão superficial a uma dosagem de 10, 13 e 17 gCl<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/dia revelou-se ineficaz, para o período do ensaio industrial. No entanto, verificou-se que a eficiência de tratamento não foi alterada, uma vez que a comunidade microbiana e a sua actividade não foi significativamente afectada. Daqui conclui-se que, provavelmente, a presença de espumas biológicas provocadas pelo crescimento excessivo de *Nocardia* sp. está associada ao aumento de caudal e consequentemente à presença de elevados níveis de detergentes que estabilizam

as espumas e outras substâncias que funcionam como substrato para as *Nocardia* (Faria *et al.*, 2002).

Pelo programa de Da Motta *et al.* (2001) foi efectuado um estudo (2003) em doze estações de tratamento de águas residuais situadas na França e em Portugal, de tamanhos e processos diferentes. Em seguida realizou-se um acompanhamento sobre a estação de Braga (Portugal) que estava com problemas de bulking filamentoso.

Para a análise microscópica, utilizou-se o programa FlocMorph. As principais etapas deste programa são as seguintes: a partir da imagem inicial (Figura 5.2a), realiza-se um pré-tratamento composto de duas equalizações do histograma (uma geral seguida de uma local) e uma supressão do fundo da imagem a fim de minimizar o gradiente formado por uma iluminação não uniforme e realçar os flocos e filamentos (Figura 5.2b). Em seguida realiza-se uma binarização automática da imagem, ou seja, passa-se de 256 tons de cinza a dois (branco e preto) (Figura 5.2c). Esta binarização é feita baseando-se na variância do histograma dos tons de cinza da imagem. A partir desta imagem binária deve-se separar os filamentos dos flocos. Para tanto, retira-se então os núcleos de flocos através de uma operação de erosão e subtracção lógica (Figura 5.2d).

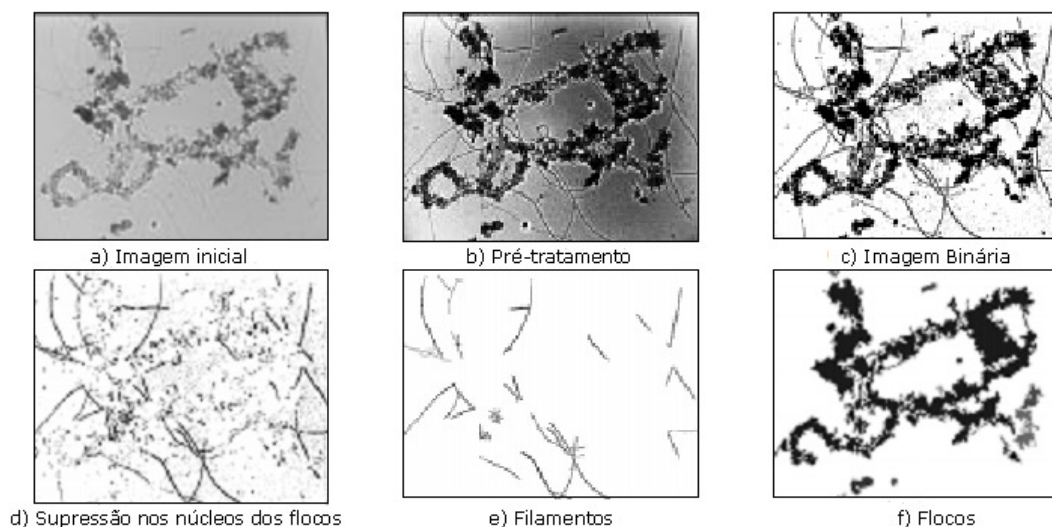


Figura 5.2. Principais etapas do programa FlocMorph (MOTTA *et al.*, 2003).

Foi constatado que mais de 80% das estações estudadas tinham problemas ligados à presença excessiva de bactérias filamentosas. Isto mostra a importância do desenvolvimento e do ajuste de tal procedimento. O acompanhamento da estação de tratamento de Braga permitiu validar o programa FlocMorph para condições

extremas de concentração de bactérias filamentosas, com filamentos de baixa espessura, assim como confirmar algumas correlações. (MOTTA *et al.*, 2003).

Uma proposta de estudo foi apresentada por Nicolau *et al.* (2006) para o seguimento por 3 anos, de um total de quarenta e duas ETAR's: 24 na Região Norte, 12 na Região Centro e 6 na Região Sul. A presente proposta tem como objectivo a identificação das comunidades da microfauna (protozoários e pequenos metazoários) e das bactérias filamentosas presentes num conjunto abrangente de ETAR por lamas activadas em diferentes regiões de Portugal, funcionando sob diferentes condições operacionais e ambientais, de modo a estabelecer relações consistentes entre as primeiras e as últimas.

Um dos mais importantes objectivos do projecto é a implementação de técnicas FISH para confirmação das identificações baseadas na observação dos caracteres morfológicos que, como se sabe, pode resultar em identificações erradas. As amostras serão preservadas a -20°C de modo a permitir a identificação por FISH no terceiro ano do projecto (NICOLAU *et al.*, 2006).

## **6. Caso de estudo**

De acordo com o estado de arte antecedente, foi elaborado um inquérito que ajudasse na percepção de casos de bulking que ocorram em estações de tratamento de água residual. Para tal, foi escolhida uma ETAR de forma aleatória, que possuísse problemas de bulking.

### **6.1 ETAR de Torres Vedras**

Para o presente estudo foi escolhida a ETAR de Torres Vedras, situada no Varatojo. A população do concelho de Torres Vedras é servida desde Outubro de 2006 por uma Estação de Tratamento de Águas Residuais de acordo com os mais exigentes padrões de qualidade ambiental.

Representando um investimento total de 5,6 milhões de Euros (dos quais 70 % comparticipados por fundos comunitários), esta ETAR é a maior de todo o sistema da ÁGUAS DO OESTE, servindo 63.000 habitantes equivalentes, no horizonte de projecto. O sistema serve “em alta” os municípios de Alcobaça, Alenquer, Arruda dos Vinhos, Azambuja, Bombarral, Cadaval, Caldas da Rainha, Lourinhã, Mafra, Nazaré, Óbidos, Peniche, Rio Maior, Sobral de Monte Agraço e Torres Vedras. De seguida é descrito o procedimento e trajecto da água na estação.

#### **6.1.1 Fase Líquida - Obra de entrada / Pré-tratamento**

A água dá entrada na estação com medição de caudal em canal Parshall (Figura 6.1), tamisagem fina em dois canais e, dois canais desarenadores / desengorduradores. As areias são bombadas por air-lift e descarregadas num classificador de areias.



Figura 6.1. Obra de entrada da ETAR de Torres Vedras, com canal Parshall.

As gorduras retiradas da massa de água (Figura 6.2) são sujeitas a correcção química e tratamento biológico, sendo posteriormente lançadas na linha para os SBR's.



Figura 6.2. Dois tamisadores ao fundo na imagem, retiram os sólidos de maiores dimensões antes de darem entrada nos tanques de remoção de areias e gorduras.

O poço de bombagem está ligado por um sistema de vasos comunicantes com uma lagoa (Figura 6.3) que permite equalizar o efluente, permitindo o retorno gravítico à estação elevatória.



Figura 6.3 – Lagoa de equalização.

### **6.1.2 Fase Líquida - Tratamento biológico / Desinfecção**

O tratamento biológico é feito através de 3 reactores biológicos sequenciais (SBR), permite uma evidente vantagem processual, tal como uma grande flexibilidade na exploração, dado poderem funcionar com níveis variáveis (entrada / saída de efluente através de dispositivos flutuantes). Cada SBR está equipado com um sistema de arejamento combinado com equipamento de mistura (Figura 6.4). Os reactores biológicos, embora operando individualmente em regime descontínuo, permitem no conjunto, manter uma alimentação contínua de água residual ao tratamento biológico, durante 24h.



Figura 6.4. Funcionamento do SBR1.



O efluente tratado e desinfectado por meio de U.V. (Figura 6.5), e armazenado num tanque a partir do qual será retirado para utilizações diversas na ETAR. O efluente final é descarregado no rio Sizandro, após medição em canal Parshall.



Figura 6.5. Canal de desinfecção por UV, seguido por medição de caudal em canal Parshall.

### **6.1.3 Fase Sólida - Tratamento de lama**

A lama é retirada de cada um dos três reactores por bombagem, sendo armazenada num tanque intermédio, e bombada em seguida, para duas linhas de tambores de espessamento mecânico (Figura 6.6).



Figura 6.6. Tambores de espessamento mecânico.



Num tanque de homogeneização é fornecido também um volume tampão que permite otimizar as duas linhas de desidratação através de centrífugas (Figura 6.7), permitindo um regime de funcionamento de 5 a 7 dias.



Figura 6.7. Centrífugas de desidratação de lamas.

A lama desidratada é posteriormente estabilizada quimicamente por adição de cal (Figura 6.8), e armazenada num silo com descarga directa para um camião.



Figura 6.8. Sistema de doseamento de cal a verde é feito para o depósito onde é misturado com as lamas descarregadas por cima.

## 6.2 Inquérito

O inquérito elaborado (Tabela 6.1) centra-se em problemas de bulking. Assim guiando-se pelo mesmo pode-se constatar, ou pelo menos excluir algumas hipóteses na causa do problema. Por outro lado determinando a causa pode-se avaliar algumas soluções. O inquérito seguinte foi efectuado ao responsável pela estação, o Eng<sup>o</sup>. Vítor Neves.

Tabela 6.1. Inquérito dirigido ao responsável da ETAR de Torres Vedras.

Questão	Sim	Não
Mudança de propriedades na lama	X	
Cumprimento dos limites de emissão	X	
Efluente carregado de sólidos		X
O SVI encontra-se elevado	X	
Afluentes industriais		X
Regime de baixa\média carga	X	
Níveis de pH e nutrientes recomendados	X	
Temperatura no intervalo de [8;25]°C	X	
Condições de OD deficientes	X	
Foram efectuadas observações microscópicas	X	
Presença de organismos filamentosos	X	

Foram ainda recolhidos dados numéricos sobre o rácio F/M para uma idade de lamas de 8 dias (Tabela 6.2)

Tabela 6.2. Rácio *food/microorganisms* para as últimas análises feitas.

Data	F/M (kgCBO <sub>5</sub> /kgSSV.d)		
	SBR1	SBR2	SBR3
8 Jul.	0,379	0,368	0,356
5 Ago.	0,561	0,518	0,602
2 Set.	0,433	0,410	0,371

À estação de momento afluem caudais diários na ordem dos 3800m<sup>3</sup>/d e para tal seguem-se os valores de sólidos suspensos totais e voláteis assim como o SVI mais recentemente determinado (Tabela 6.3).

Tabela 6.3. Valores de SST, SSV e SVI para os dois reactores em funcionamento.

	<b>SBR1</b>	<b>SBR2</b>
SVI (mL/g)	133	165
SST (mg/L)	1500	1600
SSV (mg/L)	1200	1200

## 6.3 Discussão

### 6.3.1 Deficiência em Oxigénio dissolvido

A presença de espessas escumas nos SBR's são evidentes (Figura 6.9). Após a recolha de dados e o entrosamento com o funcionamento da ETAR, podem ser retiradas algumas ideias. Do ponto inicial, sabendo que o sistema da ETAR seria em SBR, uma possibilidade directa para o aparecimento de bulking seria, a deficiência em OD, devido aos enormes tanques e seu volume. Sustentando esta possibilidade está ainda o sistema de arejamento efectuado por turbinas, sabendo *a priori* o diminuto rendimento de trocas ar\água com estes sistemas.



Figura 6.9. SBR2 encontra-se na fase de esvaziamento e repleto por escumas.

Os níveis de OD registados nos SBR's rondam valores de 1 mg/L quando o mínimo aconselhável seria 2 mg/L. Desde já se nota uma falha crucial no sistema de arejamento, pois num processo biológico onde o oxigénio é da maior importância registam-se concentrações baixas. Foi referido pelo responsável da estação, que este parâmetro não tem a maior importância no caso dos SBR's pois, o nível de  $O_2$  é controlado conforme o volume de água e a fase em que se encontra o SBR. Sendo que assim podem-se evitar gastos de energia desnecessários.

### **6.3.2 SVI elevado**

Os dados mais recentes fornecidos pelo responsável indicam valores de SVI usualmente na ordem dos 150 mL/g o que indica problemas de sedimentação. O valor mais recente, e registado na Tabela 6.3, deve-se a paragem do SBR 3 e a passagem da água para o SBR2, começando assim a estar apenas em funcionamento os dois primeiros tanques. Devido a carga existente no SBR3 foi evidente na estação a subida do SVI no SBR2.

Com um SVI acima de 120 mL/g e a confirmação por parte do responsável da existência de filamentosas nas observações microscópicas, pode-se afirmar estar perante um caso de bulking filamentoso.

### **6.3.3 Sistema da ETAR**

A ETAR de Torres Vedras recebe afluente bruto elevado de 4 estações elevatórias (Fonte Grada, Fonte da Pipa, Paúl e Benfica). Dos afluentes que chegam a estação não se registam entradas significativas de caudais industriais e assim contaminações em massa de organismos filamentosos. Na obra de entrada as gorduras são retiradas do sistema por meio de um arrastamento na superfície do desarenador (Figura 6.10). As gorduras dão entrada em depósito mas não são retiradas do sistema como usualmente é feito, após concentradas.



Figura 6.10. Canal de raspagem de gorduras, no desarenador/desengordurador.

Assim sendo, as gorduras dão entrada num reactor aeróbio para o seu consumo biológico seguindo posteriormente para os SBR's. A introdução das gorduras, mesmo que "digeridas", nos SBR leva a algumas dúvidas na optimização do sistema. Sendo esta ideia também reforçada pelo responsável da ETAR, afirmando mesmo que pode estar na origem do bulking nos tanques biológicos.

#### **6.3.4 Observações microscópicas**

De maneira a apurar a fauna microbiológica foi retirada uma amostra de lama do SBR1 ainda em arejamento (Figura 6.11). Esta mesma amostra foi levada para o laboratório da estação de Santa Cruz, para que pudesse ser observada. É relevante referir que na ausência do microscópio OLYMPUS onde se poderia ver as amostras em contraste de fase, foi utilizado o microscópio convencional com objectivas de 10x, 40x e 100x. O microscópio de qualquer forma respondeu às expectativas, sendo possível observar todos os microrganismos e preparações programadas.



Figura 6.11. Recolha de amostra do SBR1.

As observações começaram por se fazer numa amostra fresca, colocando algumas gotas da amostra numa lâmina para a observação imediata, enquanto para uma amostra a seco as preparações ficaram na estufa a 37,5°C.

Na preparação de amostra fresca foi possível observar uma diversidade de microrganismos (Figura 6.12). Destacam-se principalmente o grande número de ciliados (*Aspirisca* e *Vorticella*), a existência de pequenos e grandes flagelados (*Euglena*) e ainda a observação de alguns rotíferos.

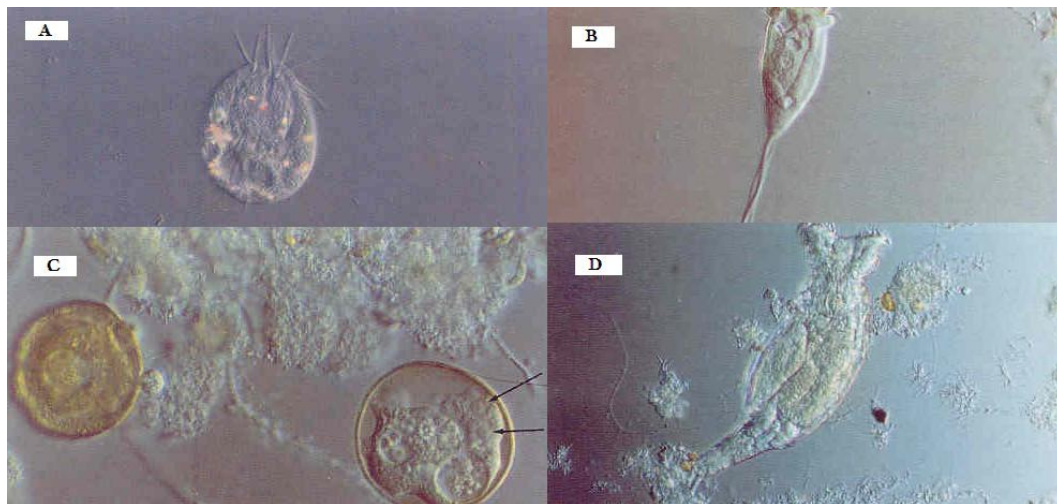


Figura 6.12. Observações em contraste de fase: A) Ciliado de fundo - *Aspirisca*, B) Ciliado séssil - *Vorticella*, C) Amiba - *Arcella* e D) Rotífero (BERK e GUNDERSON, 1993).

A presença de ciliados em grande quantidade, reflecte uma elevada quantidade de bactérias e portanto a lama encontra-se num bom ambiente para a digestão. Por



outro lado a presença de flagelados e rotíferos conduz à ideia de uma lama de fraca qualidade. Quanto aos flocos de lama, foram observados, flocos de pequenas dimensões e desagregados com uma estrutura aberta, o que induz a ascensão e má sedimentação das lamas. De acordo com a observação feita e a Tabela 6.4, pode-se concluir que se está perante uma lama de fraca qualidade.

Tabela 6.4. Critérios para a qualidade de uma lama (EIKELBOOM, 2000).

	<b>Boa</b>	<b>Moderada</b>	<b>Má</b>
Índice de Filamentos	<3	3 - 4	4 - 5
Células livres	0 - 1	2- 3	≥3
Espirilos	0	1	≥2
Ciliados	≥1	<1	0
Flagelados	0	1 - 2	≥3
% flocos > 25 µm	>80 a 90%	>50 a 70%	>50%
Estrutura do floco	Compacto	Aberto	-
Força do floco	Robusto	Fraco	-
Forma do floco	Redondo	Irregular	-

Aquando da observação das amostras a seco, a estas foram feitas colorações de Neisser e Gram. Registou-se de imediato a observação dos organismos dominantes: *Nocardia* e *M. parvicella*. Também em grande quantidade foi observada *H. Hydrossis* (Figura 6.13) e Zoogloea (Figura 6.14).

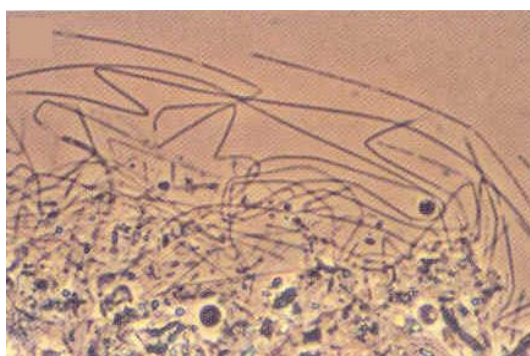


Figura 6.13. Micrografia de fase de contraste de *Haliscomenobacter hydrossis* (JENKINS *et al.*, 2004).

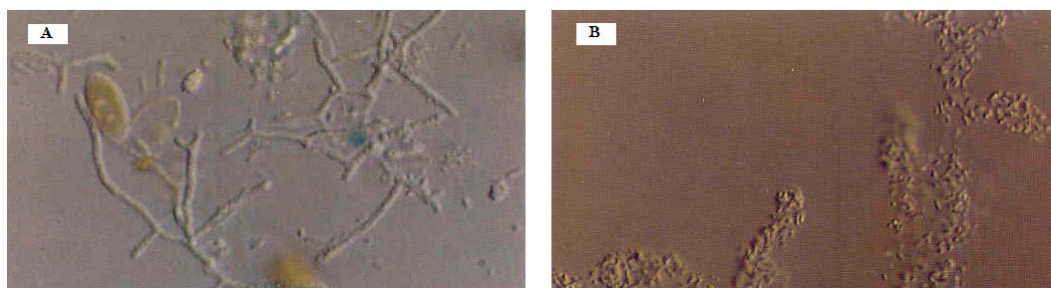


Figura 6.14. Observações em contraste de fase: A) Bactéria ramificadas – *Nocardia*  
B) *Zoogloea* (BERK e GUNDERSON, 1993).

Consoante as colorações realizadas foi elaborada a Tabela 6.5, distintiva dos microrganismos filamentosos para cada coloração.

Tabela 6.5. Registo de bactérias filamentosas por coloração.

Gram		Neisser	
Positiva	Negativa	Positiva	Negativa
<i>Nocardia</i> , <i>M. parvicella</i> , tipo 0041/0675.	Tipo 0675, <i>H. hydrossis</i> , <i>Thiothrix</i> , <i>Zoogloea</i> .	Tipo 0092.	<i>Thiothrix</i> , <i>Nocardia</i> (granulos positivos).

Uma das imensas utilidades do microscópio prende-se precisamente com a determinação das espécies filamentosas, isto porque como foi dito anteriormente, a partir das espécies registadas, pode-se ter a confirmação do ambiente usual onde se propagam. Assim as espécies dominantes como *Nocardia* e *M. parvicella* são espécies que se observam preferencialmente em ambientes ricos em gorduras, isto pois devido às suas propriedades hidrofóbicas e tendência para flutuar em tanques de arejamento, leva ao alcance selectivo de substratos flutuantes, como é o caso de óleos e gorduras, criando um ambiente optimizado para o seu crescimento (JENKINS et al., 2004). As espécies como *Nocardio* podem usar uma diversidade de substâncias orgânicas como fontes de carbono. O que inclui compostos rapidamente biodegradáveis como açúcares e ácidos gordos de baixo peso molecular, ou compostos lentamente biodegradáveis de elevado peso molecular tais como polissacarídeos, proteínas, pesticidas ou compostos aromáticos (JENKINS et al., 2004).

Podendo-se concluir que após as suspeitas, o problema se situa realmente, na recirculação das gorduras para os SBR. De qualquer forma dever-se-ia levar um



estudo a montante da estação, isto porque apenas se sabe que o afluente à estação é urbano, não se sabendo a sua origem ou possíveis introduções de caudais industriais. O estudo seria complementado com análises a uma amostra da água na obra de entrada, de forma a visualizar se já nesta fase existiriam filamentosas, indicando que o problema seria na sua origem, fora da estação.



## 7. Conclusão

O estudo do bulking e das suas causas é prioritário para o bom funcionamento das estações de tratamento de água residual, dado que a maioria dos problemas nas ETAR se devem ao aparecimento de organismos filamentosos. Como foi descrito anteriormente, as causas do seu aparecimento nem sempre são fáceis de ser reportadas e a sua solução muitas das vezes torna-se bastante complexa. A individualização da origem do problema é crucial: intervenções desastrosas em pequenas patologias são a causa mais frequente do mau funcionamento de estações de tratamento de águas residuais. Por isso, para se identificar a causa do crescimento filamentoso é necessário, em primeiro lugar, identificar a espécie em questão e saber-se também as necessidades ecológicas de cada espécie (NICOLAU *et al.*, 2002).

As observações microscópicas são indispensáveis, de forma a regular e controlar o ambiente microscópico nas diferentes fases de tratamento, otimizando o processo de tratamento e prevenindo o aparecimento em excesso de bactérias filamentosas indesejáveis. A identificação das formas filamentosas e o conhecimento das suas necessidades ecológicas permite, ao gestor de uma estação de tratamento de águas residuais, tomar as medidas mais convenientes e específicas para impedir a proliferação dos organismos em causa. A adopção de medidas genéricas de combate a filamentosas pode, ao contrário de erradicá-las, favorecer o seu crescimento e agravar as disfunções. Algumas vezes, quando o organismo está definitivamente instalado, é necessário erradicá-lo por meios físicos ou químicos que pressupõem, por exemplo, a adição de hipoclorito de sódio. No entanto, estes métodos nunca tornam prescindível ou menos necessária a actuação sobre as causas desse crescimento, sob pena do fenómeno se tornar crónico ou tão grave que leve à impossibilidade de gestão dos processos de tratamento (NICOLAU *et al.*, 2002).

O estudo do bulking em Portugal é ainda superficial, e os casos existentes não são significativos. Os casos mais comuns são do aparecimento de escumas devido a espécies como *Nocardia*. Caso igualmente observado na estação de Torres Vedras, onde os valores de SVI se situavam ligeiramente acima do normal, mas com a predominância de escumas na superfície dos SBR's. Estudada a composição do licor misto e do sistema de tratamento de Torres Vedras foi observada a existência de bactérias filamentosas em excesso, induzindo uma má sedimentação e o aparecimento das escumas, devido ao excesso de gorduras recicladas para o SBR.

Do referido, se conclui que a identificação dos organismos filamentosos que crescem nas estações de tratamento constitui uma etapa fundamental para a prevenção e resolução de problemas causados pelo crescimento excessivo destas formas. A monitorização destes organismos deve tornar-se um procedimento rotineiro na gestão das estações de tratamento de águas residuais, mesmo quando os problemas ainda não estão instalados ou mesmo após a sua resolução. A detecção precoce deste fenómeno, em conjunto com o conhecimento dos parâmetros físico-químicos prevalentes na estação, pode contribuir para uma resolução rápida das disfunções no decantador ou, na melhor das hipóteses, pode mesmo evitá-las (NICOLAU *et al.*, 2002).

## 8. Bibliografia

- Águas do Algarve S.A. (2006), **Proposta de construção de estações de depuração de águas residuais**. Faro, Portugal.
- APHA, AWWA e WEF (2005), **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 21<sup>st</sup> ed.
- Arundel, J. (1995), **Sewage and industrial effluent treatment: practical guide**. USA.
- Banadda E. N., Smets I. Y., Jenne R., Van Impe J. F. (2005), **Predicting the onset of filamentous bulking in biological wastewater treatment systems by exploiting image analysis information**. Bioprocess Biosyst Eng 27: 339–348.
- Belanchea L., Valde´s J.J., Comasb J., Rodab I.R., Pochb M. (2000), **Prediction of the bulking phenomenon in wastewater treatment plants**. Artificial Intelligence in Engineering 14 307–317.
- Bento V. (2007), **Etar da Charneca - estudo in situ**. Externato C. da Benedita, Alcobaca, Portugal.
- Berk S. G., Gunderson J. H. (1993), **Wastewater organisms: a color atlas**. Lewis Publishers, USA.
- Bitton G. (1999), **Wastewater Microbiology**. Wiley-Liss 2<sup>nd</sup> Edition, USA.
- Böhler M., Siegrist H., (2004), **Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking**. Water Science & Technology Vol 49 No 10 pp 41–49 © IWA Publishing.
- Calvo, M. S. (1995), **Aguas Residuales Urbanas: Tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento**. Madrid.
- Chang W.C., Jou S.J. , Chien C.C., He J.A. (2004), **Effect of chlorination bulking control on water quality and phosphate release/uptake in an anaerobic-oxic activated sludge system**. Water Science & Technology Vol 50 No 7 © IWA Publishing.

- Chio L., Francis L. R. (2008), **Clarifying the Roles of Kinetics and Diffusion in Activated Sludge Filamentous Bulking**. Biotechnology and Bioengineering.
- Cortinovis D. (1984) **Controlling wastewater treatment processes**.
- Drzewicki A., Filipkowska U., Rodziejewicz J. (2008), **Problem of Filamentous foaming of activated sludge in wastewater treatment plants removing biogenes in Thewarmia and Mazury province, Poland**. Pol. J. Natur. Sc., Vol 23(3): 645–658, Poland.
- Eikelboom, D. H. (2000), **Process control of activated sludge plants by microscopic investigation**. IWA Publishing, London.
- Eckenfelder, W. W., Grau P. (1992), **Activated Sludge: Process Design And Control: Theory and Practice**. Water Quality Management library – Vol. 1, Technomic publication.
- Faria R., Costa C., Ferreira C.E. (2002), **Controlo de bulking filamentoso – Acompanhamento de um processo de tratamento de efluentes do SIDVA**. Universidade do Minho e TRATAVE, Guimarães, Portugal.
- Fiatkowska E., Pajdak-Stoś A., (2008), **The role of Lecane rotifers in activated sludge bulking control**. Water Research 42 2483- 2490.
- Fonseca, Á., Lopes, A. M. (1996), **Biologia Microbiana**. Universidade Aberta, Portugal.
- Guida M., Cesàro G., Lipardi I.L., Melluso G. (2002), **A full scale application in the control of the filamentous bulking generated by Type 021N F. thiothrix sp**. Water Science & Technology Vol 46 No 1-2 pp 507–510 © IWA Publishing.
- Holmström H., Bosander J., Dahlberg A., Dillner-Westlund Å., Flyborg L., Jokinen K. (1996 ), **Severe bulking and foaming at the Himmerfjärden WWTP (Sweden plant)**. Water Science and Technology Vol 33 No 12 pp 127–135 © IWA Publishing.
- Inchio L., Francis L. de los Reyes III (2005), **Substrate Uptake Tests and Quantitative FISH Show Differences in Kinetic Growth of Bulking and Non-Bulking Activated Sludge**. Department of Civil, Construction, and Environmental Engineering, North Carolina.

- Jenkins, D.; Richard, M., Daigger G., Glen T. (2004), **Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming and other solids separation problems**. Lewis Publishers, London.
- Jenkins, R., Deeny, K., Eckhoff, T. (1983), **The activated sludges process: Fundamentals of operation**. Ann Arbor Science, USA.
- Jensen, B. K., Eriksen T., Jorgensen P.E. (1989), **Determination of active biomass**. WST vol 20 n.11/12 213-219pp.
- Kampfer P., Weltin D., Weltin D., Hoffmeister D. and Dott W. (1995), **Growth Requirements of Filamentous Bacteria Isolated from Bulking and Scumming Sludge**. Water Research Vol. 29, No. 6, pp. 1585-1588.
- Kappeler J., Brodmann R. (1995), **Low F/M bulking and scumming: towards a better understanding by modeling**. Water Science and Technology Vol 31 No 2 pp 225-234 © IWA Publishing.
- Kim Y., Pipes W. O., Chung P. (1998), **Control of activated sludge bulking by operating clarifiers in a series**. Water Science and Technology Vol 38 No 8-9 pp 1-8 © IWA Publishing.
- Kruit J., Hulsbeek J., Visser A. (2002), **Bulking sludge solved?! Water Science & Technology Vol 46 No 1-2 pp 457-464 © IWA Publishing**.
- Lippi S., Rosso D., Lubello C., Canziani R. and Stenstrom, M.K. (2009), **Temperature modeling and prediction for activated sludge systems**. Water Science and Technology Vol 59 No 1 pp 125-131 © IWA Publishing.
- Liu Y., Liu Q. (2005), **Research review paper: Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors**. Biotechnology Advances 24 115-127.
- Mamais D., Andreadakis A., Noutsopoulos C., Kalergis C. (1998), **Causes of, and control strategies for, Microthrix parvicella bulking and foaming in nutrient removal activated sludge systems**. Water Science and Technology Vol 37 No 4-5 pp 9-17 © IWA Publishing.
- Mano, P. A. (2007), **Remoção de nutrientes por via biológica**. Sistemas de tratamento de águas e efluentes. DCEA, Universidade Nova de Lisboa - FCT.

- Martins A. M.P., Pagillac K., Heijnen J.J., van Loosdrecht M.C.M. (2004), **Filamentous bulking sludge—a critical review**. Water Research 38 793–817.
- Martins M. J., Niculau A., Mota M., Lima N. (2002), **A importância da microfauna como ferramenta de trabalho em Estações de tratamento de águas residuais**. Universidade do Minho, C.E.B., Braga, Portugal.
- Matsché N., Winkler S., Prendl L., Dornhofer K., Wandl G. (2002), **Treatment of easily biodegradable wastewater avoiding bulking sludge**. Water Science & Technology Vol 46 No 1-2 pp © IWA Publishing.
- Meng F., Yang F. (2007), **Fouling mechanisms of deflocculated sludge, normal sludge, and bulking sludge in membrane bioreactor**. Journal of Membrane Science 305 48–56.
- Metcalf & Eddy (2003), **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. McGraw-Hill Companies Inc. 4<sup>th</sup> Edition, USA.
- Mina, I. M. C.A. P. (1999), **Caracterização do sistema de lamas activadas da estação de Tratamento de águas residuais de Cambados-Parâmetros Microbiológicos e Bioquímicos na avaliação da eficiência do processo**. Universidade do Minho, Braga.
- Motta Da M., M. Pons N., Roche N., (2003), **Monitoring filamentous bulking in activated sludge systems fed by synthetic or municipal wastewater**. Bioprocess Biosyst Eng 25.
- Motta Da, M., Pons, M., Roche, N., Vivier, H., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., Mota M. (2003), **Estudo do funcionamento de Estações de tratamento de esgotos por análise de imagem: validações e estudo de caso**. Engenharia Sanitária e Ambiental Vol. 8 - Nº 3 - jul/set 2003, 170-181. Portugal.
- Muller E., Schade M., Lemmer H. (2007), **Filamentous Slime Bacteria in activated Sludge Plants: Detection and Identification Quality by Conventional Activated Sludge Microscopy versus Fluorescence in Situ Hybridization**. Water Environment Research Vol 79 No 11 pp 2274-2284 © IWA Publishing.



- Myers, D.S. (1998), **Urban Wastewater project – a Layperson’s guide**. Ed.EEA.
- Nastro R. A., Guida M., Fincato G. B. (2006), **The cationic polyelectrolite use in the bulking control: a case of study**. J Water SRT - Aqua 55,143-156.
- Nicolau A., Dias N., Carvalho G.S., Mota M., Lima N. (1999), **Os protozoários como ferramenta da monitorização biotecnológica da poluição: ensaios *in vitro***. Universidade do Minho e I. Eng. Biomédica do Porto, Braga, Portugal,.
- Nicolau, A., Martins M. J., Mota, M., Lima N. (2002), **Importância da identificação das espécies responsáveis pelo crescimento filamentoso nas ETAR’s**. Departamento de Engenharia Biológica, Braga, Portugal.
- Nicolau, A., Mota M., Lima N., Mina I. (2006), **PROTOFILWW – Estudo das relações entre as comunidades de protozoários, metazoários e filamentosas das lamas activadas e os parâmetros físico-químicos e de operação dos sistemas de tratamento**. Departamento de Engenharia Biológica, Campus de Gualtar, Braga, Portugal.
- Noutsopoulos C., Mamais D., Andreadakis A.D. (2002 ), **The effect of reactor configuration and operational mode on Microthrix parvicella bulking and foaming in nutrient removal activated sludge systems**. Water Science & Technology Vol 46 No 1-2 pp 61-64 © IWA Publishing.
- Parker D., Appleton R. , Bratby J. and Melcer H. (2004), **North American performance experience with anoxic and anaerobic selectors for activated sludge bulking control**. Water Science & Technology Vol 50 No 7 pp 221-228 © IWA Publishing.
- Prendl L. and Kroiß H. (1998), **Bulking sludge prevention by an aerobic selector**. Water Science and Technology Vol 38 No 8-9 pp 19-27 © IWA Publishing.
- Randall, C. (1994), **Theory and Practices of Biological Nutrient Removal**. Comunicação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.

- Richard, M. (1989), **Activated Sludge Microbiology**. WPCF, USA.
- Rodrigues S., Amaral A. L., Amorim C., Pereira R., Ferreira E. C. (2002), **"Bulking" Filamentoso na ETAR de Braga – Análise, Diagnóstico e Soluções**. Universidade do Minho e AGERE, Braga, Portugal.
- Salvadó H., Rius M., Gracia M. P., (2000), **Effect of Chlorination on Microfauna Communities in Activated sludge plants**. Bull. Environmental Contamination and Toxicology,
- Santos, M. C. C. R. (1983), **Estudo Laboratorial de um sistema de tratamento de um efluente de leitearia por lamas activadas**. Universidade NOVA-FCT, Lisboa.
- Sastry C. A., Hashim M. A, Agamuthu P. (1995), **Waste Treatment Plants**. Narosa Publishing House, India.
- Sedlak, R. (1991), **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater**. Lewis Publishers, USA.
- Ska M. A., Hammes F., Verstraete W., (2003), **Predicting the effects of chlorine on the micro-organisms of filamentous bulking activated sludges**. Appl Microbiol Biotechnol.
- Takács I., Fleit E. (1995), **Modelling of the micromorphology of the activated sludge floc: low do, low F/M bulking**. Water Science and Technology Vol 31 No 2 pp 235–243 © IWA Publishing.
- Tampus M.V., Martins A.M.P., van Loosdrecht M.C.M. (2004), **The effect of anoxic selectors on sludge bulking**. Water Science & Technology Vol 50 No 6 pp 261–268 © IWA Publishing.
- Tixier N., Guibaud G., Baudu M., (2003), **Towards a rheological parameter for activated sludge bulking characterization**. Enzyme and Microbial Technology 33 292–298.
- Verstraete, W. and van Vaerenbergh, E. (1986), **Aerobic activated sludge**. in: Rehm, H.J. and Reed, G. - Biotechnology. Microbial Degradations vol8, 2: 43-112pp.
- Vervaeren H., Wilde K. De. Jorg Matthys . Nico Boon . Raskin L., Verstraete W., (2005), **Quantification of an Eikelboom type 021N bulking**

**event with fluorescence in situ hybridization and real-time PCR.** Appl Microbiol Biotechnol.

Wandl G., Matsché N., Bayer H.( 2004), **A new side stream process for easily degradable industrial waste waters to avoid sludge bulking.** Water Science & Technology Vol 50 No 7 pp 229–236 © IWA Publishing.

Wang, J., Chai L., Zhang Y., Chen L., (2006), **Microbial ecological model of filamentous bulking and mechanisms.** World J Microbiol Biotechnol.

Wanner J., (1994), **Activated Sludge: Bulking and Foaming Control.** Technomic publication, USA.

(WPCF) Water Pollution Control Federation (1990), **Operation of municipal wastewater treatment plants** – Manual of practice n°11 – vol.2 2<sup>nd</sup> edition, USA.